

## **AVALIAÇÃO INICIAL DE LAGOAS DE LEMNAS COM CHICANAS NA REMOÇÃO DE DQO E FÓSFORO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS E NA FIXAÇÃO DE CO<sub>2</sub>**

**Luigi Zanatta Barão**

**Orientador:  
Prof.<sup>o</sup> Dr. Paulo Belli Filho**

**Coorientador:  
Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano**

**2014/1**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
SANITÁRIA E AMBIENTAL**

Luigi Zanatta Barão

**AVALIAÇÃO INICIAL DE LAGOAS DE LEMNAS COM  
CHICANAS NA REMOÇÃO DE DQO E FÓSFORO DE  
EFLUENTES DOMÉSTICOS E NA FIXAÇÃO DE CO<sub>2</sub>**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado à Universidade Federal de  
Santa Catarina para Conclusão do  
Curso de Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof.º, Dr. Paulo Belli  
Filho

Coorientador: Dr. Rodrigo de Almeida  
Mohedano

Florianópolis  
2014

Barão, Luigi Zanatta.

Avaliação Inicial de Lagoas de Lemnas com Chicanas na  
Remoção de DQO e Fósforo de Efluentes Domésticos e na  
Fixação de CO<sub>2</sub>.

Luigi Zanatta Barão – Florianópolis, 2014.

77p.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -  
Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de  
Sanitária e Ambiental. Graduação em Engenharia Sanitária  
e Ambiental.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO INICIAL DE LAGOAS DE LEMNAS COM CHICANAS NA  
REMOÇÃO DE DQO E FÓSFORO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS E NA  
FIXAÇÃO DE CO<sub>2</sub>

LUIGI ZANATTA BARÃO

Trabalho submetido à Banca Examinadora como  
parte dos requisitos para a Conclusão do Curso de  
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental  
– TCC II

BANCA EXAMINADORA:



Prof., Dr. Paulo Belli Filho  
(Orientador)



Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano  
(Coorientador)



Prof., Dr. Pablo Heleno Sezerino  
(Membro da Banca)



Eng.º Gustavo Tonon  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
AGOSTO/2014



## RESUMO

A remoção de nutrientes dos efluentes domésticos é um grande desafio para os sistemas de tratamento convencionais. Geralmente, a remoção dos compostos nitrogenados e fosfatados é dependente de uma operacionalidade complexa e com alto custo, além de exigirem mão de obra com alta qualificação. O principal impacto ambiental decorrente da remoção de nutrientes ineficiente é a eutrofização dos corpos receptores, gerando o desequilíbrio dos ciclos biogeoquímicos e da cadeia trófica, além dos problemas estéticos e de saúde pública. Além disso, os sistemas de tratamento de esgoto pelo processo de degradação da matéria orgânica, sejam eles aeróbios ou anaeróbios, geram gases de efeito estufa (GEE) como o  $\text{CO}_2$ , que contribuem para as mudanças climáticas globais. Neste contexto, as lagoas de lemnas surgem como uma alternativa tecnológica que une a alta eficiência na remoção de nutrientes com o baixo custo e simplicidade operacional, além de garantir a fixação de  $\text{CO}_2$  e produzir uma biomassa com valor agregado. As lemnas são plantas aquáticas flutuantes da subfamília Lemnoideae com a maior taxa de crescimento entre as angiospermas, crescem em meio rico em nutrientes e produzem uma biomassa que pode ser utilizada como ração animal, fertilizante e para produção de biocombustível. Sendo assim, o presente trabalho procurou avaliar um sistema de tratamento de esgoto doméstico em escala piloto, composto por tratamento primário anaeróbio seguido de uma lagoa (1m x 3 m com chicanas) com lemnas (*Landoltia punctata*), no polimento do efluente, na fixação de  $\text{CO}_2$  e na produção de biomassa. Entre os resultados destacam-se, remoção de 89% de DQO, de 70% de fósforo total, taxa de fixação de  $\text{CO}_2$  de 1,29 g  $\text{CO}_2/\text{m}^2/\text{hora}$  e produtividade de biomassa em torno de 20 t/ha/ano. Em geral, o sistema avaliado apresentou bons resultados no polimento do efluente doméstico e se mostrou como uma tecnologia que pode aliar o tratamento de águas residuárias com a fixação de  $\text{CO}_2$ .

**Palavras-chave:** Polimento de Efluentes. Lemnas. Fixação de  $\text{CO}_2$ .



## ABSTRACT

The removal of nutrients from domestic wastewater is a major challenge for conventional treatment systems. Generally, the removal of nitrogen and phosphate compounds is dependent on a complex and costly operation, and require manpower with high qualification. The main environmental impact of inefficient removal of nutrients is eutrophication of receiving waters, causing the imbalance of biogeochemical cycles and food chain, beyond the aesthetic and public health problems. Furthermore, systems of wastewater treatment by organic matter degradation process, whether aerobic or anaerobic, generate greenhouse gases (GHG) such as CO<sub>2</sub>, which contribute to global climate change. In this context, duckweeds ponds appears as a technological alternative that combines the high efficiency in the removal of nutrients with low cost and operational simplicity, besides of ensure CO<sub>2</sub> fixation and produce a valuable biomass. The duckweeds are floating aquatic plants from subfamily Lemnoideae with the highest growth rate among the angiosperms, grow in nutrient-rich medium and produce a biomass that can be used as animal feed, fertilizer and biofuel production. Thus, the present study aimed to evaluate a system for domestic wastewater treatment in pilot scale, consisting of anaerobic primary treatment followed by a pond (1m x 3m with baffles) with duckweeds (*Landoltia punctata*), in the polishing of the effluent, in CO<sub>2</sub> fixation and biomass production. Among the results achieved, 89% removal of COD, 70% of total phosphorus, CO<sub>2</sub> fixation rate of 1.29 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hora and biomass productivity of around 20 t/ha/year. In general, the system evaluated showed good results in polishing of wastewater and shown as a technology that can combine wastewater treatment with CO<sub>2</sub> fixation.

**Keywords:** Effluent polishing. Duckweeds. CO<sub>2</sub> fixation.





## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>13</b>
2.1. OBJETIVO GERAL:.....	13
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS: .....	13
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>15</b>
3.1. PROBLEMÁTICA .....	15
3.1.1. Poluição das águas.....	15
3.1.2. Eutrofização.....	16
3.1.3. Tratamentos de esgoto e a remoção de nutrientes .	18
3.1.4. A emissão de gases de efeito estufa e as Mudanças Climáticas Globais.....	19
3.1.5. Sistemas de tratamento biológico de esgotos e a emissão de GEE.....	21
3.2. A FOTOSÍNTESE E A FIXAÇÃO DE CARBONO NAS LEMNÁCEAS .....	22
3.3. AS LEMNAS: ASPECTOS GERAIS, ECOLÓGICOS E BOTÂNICOS.....	23
3.3.1. <i>Landoltia punctata</i> .....	25
3.4. TRATAMENTO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE LEMNA	26
3.4.1. Aspectos gerais.....	26
3.4.2. Remoção de fósforo.....	29
3.4.3. Remoção de matéria orgânica .....	30
3.5. USOS DA BIOMASSA DE LEMNAS .....	33
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>35</b>
4.1. LOCALIZAÇÃO .....	35
4.2. DESCRIÇÃO DO SISTEMA PILOTO.....	36
4.3. SELEÇÃO DA ESPÉCIE BIOLÓGICA UTILIZADA .....	39
4.4. PERÍODO DE ADAPTAÇÃO.....	40
4.5. PARTIDA E OPERAÇÃO DO SISTEMA .....	41
4.6. MONITORAMENTO .....	41
4.6.1. Avaliação e manejo da biomassa.....	42
4.6.2. Avaliação da eficiência de remoção .....	44
4.6.3. Monitoramento das emissões de CO <sub>2</sub> .....	44
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>47</b>

5.1.	Avaliação quantitativa da biomassa .....	47
5.2.	Avaliação da eficiência de remoção .....	52
5.3.	Avaliação da fixação de CO <sub>2</sub> .....	59
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>67</b>
<b>7.</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>69</b>
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	70

## 1. INTRODUÇÃO

Com o início da Revolução Industrial em meados de 1750, a poluição deixou de ser um problema de escala local para um problema a nível global. Nesse período, se deu a consolidação de um sistema socioeconômico, vigente até os dias atuais, voltado para a produção e acumulação constante de bens, o capitalismo.

Como carro chefe do capitalismo tem-se a indústria e com ela o crescimento urbano desenfreado a fim de atender a sua demanda. Esse crescimento acelerado das áreas urbanas gerou a impossibilidade de acompanhamento de infraestrutura básica que garantisse níveis de salubridade ambientais aceitáveis. Por outro lado, para atender a essa grande densidade populacional tem-se a intensificação das atividades agrícolas, com o uso de insumos químicos causadores de grandes impactos ambientais. Esse modelo econômico gera um ciclo vicioso em torno da geração de poluição, que ocasiona em uma intensa degradação ambiental.

A poluição dos recursos hídricos pelo lançamento de esgoto doméstico tem inúmeras consequências, sendo uma delas o fenômeno conhecido como eutrofização. A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes no corpo d'água, principalmente em termos de nitrogênio e fósforo, que gera o aumento da produtividade primária, desequilíbrio dos ciclos biogeoquímicos e da cadeia trófica. Entre os efeitos negativos, a depleção do oxigênio dissolvido, a perda da biodiversidade e a proliferação de algas são alguns (ESTEVES, 2011).

Além da poluição dos recursos hídricos, a poluição atmosférica é fonte de preocupação por parte do meio científico. Isso se deve pelos fortes indícios de alterações na composição da atmosfera global pela emissão de gases de efeito estufa (GEE), principalmente a partir de 1750. Entre as consequências atribuídas a essas alterações, o aumento do nível dos oceanos, da temperatura global e de fenômenos extremos naturais têm trazido sérios efeitos negativos (HOUGHTON et al., 2001).

Com o intuito de diminuir as emissões, a comunidade mundial se reuniu na busca de possíveis soluções, sendo uma delas firmada por meio de um acordo entre mais de 160 países, denominado Protocolo de Quioto. Nesse Protocolo, entre as ferramentas para atingir as metas de redução estipuladas se encontra o mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL). O MDL permite que países desenvolvidos invistam em projetos de redução de gases ou comprem as reduções de emissões de países em desenvolvimento, nesse contexto uma tecnologia que ganha força são os biorreatores. Os biorreatores por meio da fotossíntese fixam o CO<sub>2</sub>

atmosférico e geram subprodutos úteis como biomassa, hidrogênio e oxigênio (HERZOG; DRAKE; ADAMS, 1997; SEGRETI; BITO, 2006; STEWART; HESSAMI, 2005).

Uma fonte de emissão de gases de efeito estufa (GEE) são as estações de tratamento de esgoto. Dependendo do tipo de processo utilizado para a degradação da matéria orgânica, aeróbio ou anaeróbio, há diferença na composição e quantidade dos gases emitidos, porém um gás comum aos processos é o CO<sub>2</sub> (CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2002a).

As lagoas com macrófitas são uma modificação das lagoas de estabilização, onde uma camada de plantas flutuantes ajuda no processo de tratamento. As lemnas ou lentilhas d'água como popularmente são conhecidas, são macrófitas pertencentes à subfamília Lemnoideae com a maior taxa de crescimento entre as plantas superiores. Devido a essa alta taxa, promovem grandes remoções de nutrientes da fase líquida, além de fixarem pelo processo de fotossíntese o CO<sub>2</sub> necessário para comportar seu crescimento (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; NASR; DOMA; NASSAR 2009).

Deste modo, o presente trabalho visa dar continuidade aos estudos desenvolvidos no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), que há cerca de uma década tem avaliado esta tecnologia, por meio de experimento em escala piloto para avaliar o polimento de efluente doméstico e a fixação de CO<sub>2</sub> em lagoa com macrófitas lemnáceas.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral:**

Avaliar a eficiência de lagoas de lemnas no polimento de efluentes domésticos e fixação de CO<sub>2</sub>.

### **2.2. Objetivos Específicos:**

- Avaliar a produtividade da biomassa lemnácea em lagoas de tratamento de efluentes domésticos.
- Avaliar a eficiência de lagoas de lemnas na remoção de DQO e fósforo de efluentes domésticos.
- Avaliar a fixação de CO<sub>2</sub> em lagoas de lemnas utilizadas no tratamento de efluentes domésticos.



### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. Problemática**

##### **3.1.1. Poluição das águas**

O planeta Terra é composto em sua maioria por água, cerca de 70% de sua superfície é representada pelos oceanos. Do total existente, 97,5% é água salgada, 1,72% se encontram na forma de geleiras, 0,77% como água subterrânea e somente 0,01% compõem as águas de superfície representadas por rios e lagos (ANA, 2005). Entre os vários usos dessa pequena parcela superficial, o mais nobre é a produção de água tratada para o consumo humano, até por exigir o maior grau de qualidade, e o menos e mais prejudicial, para transporte e afastamento de rejeitos (ANDREOLI; CARNEIRO, 2005).

A história da humanidade mostra que a fixação do homem a uma região foi condicionada a disponibilidade de recursos necessários a sua sobrevivência, porém a mesma importância dada ao recurso não foi dispensada para os resíduos gerados, permitindo o contato íntimo com fontes cada vez mais impuras. Os cursos d'água são um meio conveniente para disposição de resíduos, a ação de rejeitar sobre as fontes o resíduo gerado foi denominada de poluição (JORDÃO; PESSÔA, 1995; SMITH; TILMAN; NEKOLA, 1999).

Existem várias atividades humanas que afetam a qualidade dos corpos hídricos, entre elas: a agrícola, industrial, mineradora, obras hidráulicas e lançamento de efluentes domésticos não ou parcialmente tratados (ANA, 2011).

No Brasil, o déficit de serviços de esgotamento sanitário ainda é grande, devido ao crescimento desordenado dos centros urbanos e ao investimento focado no abastecimento de água, ignorando dessa forma, a coleta e tratamento de esgotos. Não é incomum, principalmente em áreas rurais e nas periferias das grandes cidades, o despejo de esgoto bruto em corpos d'água ou diretamente no solo, comprometendo significativamente a qualidade desses corpos hídricos e, consequentemente, o seu uso para fins mais nobres (ANA, 2008).

Traduzindo em números, somente 48,3% dos municípios brasileiros possuem coleta de esgoto, destes, 69,4% tem algum tipo de tratamento (SNIS, 2012). De acordo com WHO (2013), quando comparada à realidade dos centros urbanos com as áreas rurais, as estatísticas são ainda mais preocupantes. Na zona rural brasileira, 48%



do esgoto gerado tem algum tipo de tratamento, em contraste com os 87% das áreas urbanas.

Para IBGE (2011), a principal fonte de poluição ou contaminação na captação de água para abastecimento nos municípios brasileiros é o esgoto sanitário, superando fontes como: despejos industriais, destinação inadequada de resíduos sólidos, atividade mineradora e contaminação por agrotóxicos. De acordo com os dados, mais de 0,3% dos municípios têm contaminação por esgoto sanitário em poços rasos, 0,6% em poços profundos e quase 9,0% em mananciais superficiais.

Um importante constituinte do esgoto sanitário e causador de graves prejuízos ambientais nos corpos d'água são os nutrientes nitrogênio e fósforo, tidos como limitantes do crescimento biológico e responsáveis pelo processo de eutrofização (ESTEVES, 2011).

### 3.1.2. Eutrofização

Segundo Esteves (2011), eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, principalmente em termos de nitrogênio e fósforo, em um ecossistema aquático, com consequências no aumento da produtividade e mudanças variadas sobre seu funcionamento.

Existem denominações distintas para os corpos d'água com diferentes concentrações de nutrientes, sendo para o fósforo total o especificado na tabela 1.

**Tabela 1** – Denominações dos corpos d'água quanto à concentração de fósforo total.

Denominação	Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ )
Oligotrófico	3,0 a 17,7
Mesotrófico	10,9 a 95,6
Eutrófico	16 a 386
Hipereutrófico	750 a 1200

**Fonte:** Wetzel (2001 apud ESTEVES, 2011, p. 280).

Smith, Tilman e Nekola (1999) e Smith (2003) fazem uma analogia entre a fertilização para a cultura agrícola e o aumento de nutrientes nos corpos hídricos. Segundo os autores, na agricultura o uso de fertilizantes aumenta a produção; já nos corpos d'água, o aumento da

concentração de nutrientes aumenta a quantidade de algas e plantas aquáticas, porém com consequências que vão além do crescimento de plantas.

Prosab (2009) denomina a eutrofização como a fertilização contínua do corpo hídrico e como um processo natural que, entretanto, é acelerado pela ação antrópica.

Entre as fontes de nutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização, podem-se citar: águas residuais industriais e domésticas, dejetos animais, lixiviação de solo com uso de fertilizantes, deposição atmosférica, ingresso de águas subterrâneas contaminadas com fertilizantes, aquicultura, entre outros (ANDERSON; GLIBERT; BURKHOLDER, 2002; ESTEVES, 2011; PROSAB, 2009).

Anderson, Glibert e Burkholder (2002) alegam que o nitrogênio e fósforo são os nutrientes mais preocupantes quando se fala em eutrofização. Dalu e Ndamba (2003) também responsabilizam os mesmos pelo fenômeno e por promover o crescimento de Cyanobacterias. Conley et al. (2009) afirmam que o nitrogênio e fósforo são os nutrientes limitantes para o crescimento da maioria das plantas aquáticas e terrestres, sendo usados para a síntese proteica, DNA, RNA e transferência de energia.

Entre os impactos causados pela eutrofização, podem ser citados: o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas; toxicidade das algas; a mortalidade em massa de peixes e mariscos, selvagens e de criação; doença e morte de pessoas, pelo consumo de frutos do mar ou por exposição ou contato com a água; doença e morte de aves e mamíferos marinhos; alteração de habitats e da estrutura trófica; problemas estéticos e recreacionais; consumo de oxigênio dissolvido; condições anaeróbias no fundo do corpo d'água ou na coluna d'água inteira; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; redução na navegabilidade e capacidade de transporte (ANDERSON; GLIBERT; BURKHOLDER, 2002; PROSAB, 2009).

Para minimizar esse fenômeno, os sistemas de esgotos domésticos e industriais estão apostando no tratamento terciário, como uma forma de dar um refinamento no efluente final e quando não há essa possibilidade, optando por processos biológicos eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

### **3.1.3. Tratamentos de esgoto e a remoção de nutrientes**

Em sistemas de tratamento, os processos utilizados para o controle dos nutrientes nitrogênio e fósforo são de origem física, química e biológica (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Os processos físico-químicos não têm grande aplicação no tratamento de esgoto doméstico, pois são caros, devido ao uso de produtos químicos, e tornam a operação do sistema mais complexa. Esse tipo de processo é utilizado geralmente de forma auxiliar ou complementar a métodos biológicos, quando são necessários valores muito baixos de concentração de nutrientes no efluente (JORDÃO; PESSÔA, 1995; PROSAB, 2009).

Entre os tipos de tratamento que usam processos biológicos, podem-se citar os reatores anaeróbios, os sistemas de lagoas de estabilização e o sistema de lodos ativados.

Os reatores anaeróbios são eficientes na remoção da matéria orgânica carbonácea, possuem tempo de detenção hidráulico baixo, processo simples, baixa geração de lodo e geram gás metano como subproduto, que pode ser usado para a geração de energia e para aquecer o próprio reator. Por outro lado, apesar da boa remoção de matéria orgânica carbonácea, é necessária remoção adicional deste parâmetro, além da deficiência de remoção de organismos patogênicos e nutrientes (CHERNICHARO, 1997; PROSAB, 2009; VON SPERLING, 2002a).

Os sistemas de lagoas de estabilização estão entre as formas mais simples de tratamento de efluentes. Possuem diferentes variedades, com variada simplicidade operacional e de requisitos de área. Entre as vantagens deste tipo de tratamento estão o baixo custo operacional, de manutenção e instalação, simplicidade de operação, não necessita de mão de obra muito qualificada, baixo consumo de energia, boa remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), de sólidos em suspensão e patógenos. Porém, possuem um alto tempo de detenção hidráulico e, consequentemente, necessitam de grandes áreas para sua implantação, além da remoção de nutrientes não ser tão satisfatória. Entre as modalidades de lagoas, as que obtêm melhor remoção de nutrientes são as de polimento e maturação (BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006; PROSAB, 2009; VON SPERLING, 2002a).

As lagoas de polimento são lagoas não mecanizadas que recebem o efluente de reatores anaeróbios, além da simplicidade operacional do sistema, há remoção adicional de nutrientes e redução de 30% a 40% na área da lagoa. A remoção de nutrientes se dá sob pHs elevados, principalmente pela volatilização da amônia e precipitação de fosfatos

(BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006; CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2002a).

Os sistemas de lodos ativados assim como as lagoas de estabilização possuem configurações variadas, que foram concebidas procurando garantir a remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Dependendo da configuração do sistema podem-se atingir altas eficiências de remoção, como é o caso do processo denominado Bardenpho, que atingiu remoções de 95% de nitrogênio e 97% de precipitação de fósforo sem adição de químicos. Além da alta eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos, coliformes fecais e nutrientes, tem como diferencial o baixo requisito de área, que faz desse processo um dos principais escolhidos para o tratamento de esgoto em áreas densamente povoadas, onde a disponibilidade de terra para a implantação se torna um problema (JORDÃO; PESSÔA, 1995; VON SPERLING, 2002b).

Entre os fatores negativos, pode-se destacar a alta mecanização, maior consumo de energia (com bombeamento e aeração), maior custo de implantação e operação, mão de obra mais qualificada e alta produção de lodo (CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2002b). Muga e Mihelcic (2008) afirmam que o custo com a operação e manutenção de sistemas mecanizados é de 4 a 5,5 vezes maior que em sistemas de lagoas. Andreoli, Von Sperling e Fernandes (2001) destacam que apesar do lodo representar de 1% a 2% do volume de esgoto tratado, o custo relacionado ao seu gerenciamento é de 20% a 60% do total gasto com a operação de uma estação de tratamento.

É nesse contexto que aparecem as lagoas de polimento com lemnas, que buscam conciliar a simplicidade e baixos custos dos sistemas de lagoas, com a alta eficiência do sistema de lodos ativados, além de gerarem um subproduto (biomassa de lemnas) com valor agregado.

### **3.1.4. A emissão de gases de efeito estufa e as Mudanças Climáticas Globais**

Apesar das controvérsias em torno da influência antropogênica nas mudanças climáticas globais, existe um consenso no meio científico de que o homem está mudando o clima através das emissões de gases de efeito estufa. Prova disso, os longos registros de mudanças na composição da atmosfera, principalmente a partir de 1750 início da Revolução Industrial, dos quais (HOUGHTON et al., 2001; ORESKES, 2005):

- ✓ Aumento de 31% na concentração de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ );
- ✓ De 151% na concentração de metano ( $\text{CH}_4$ );
- ✓ De 17% na concentração de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ );
- ✓ De 36% na concentração de gás ozônio ( $\text{O}_3$ ) na Troposfera.

Entre os efeitos adversos atribuídos a essa mudança de composição e, conseqüentemente, do clima, estão (HOUGHTON et al., 2001):

- ✓ Aumento da temperatura média da superfície terrestre em  $0,6^\circ\text{C}$ ;
- ✓ Aumento da temperatura e dos níveis dos oceanos;
- ✓ Decréscimo da cobertura e extensão da neve global;
- ✓ Aumento dos fenômenos naturais extremos.

Por isso, foram realizados eventos a nível mundial com o intuito de reduzir as emissões desses gases, com destaque para a terceira Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (COP 3), em dezembro de 1997. Esse evento foi realizado na cidade japonesa de Quioto e teve como ponto alto um acordo realizado entre mais de 160 países, denominado Protocolo de Quioto (ÁVILA; MÜLLER; LIPINSKI, 2012; HERZOG; DRAKE; ADAMS, 1997).

Os países desenvolvidos (listados no Anexo I do protocolo) que aderiram ao Protocolo se responsabilizaram em reduzir suas emissões em 5,2%, tendo como base o ano de 1990, no período de 2008 a 2012. Para tanto, foram criados três mecanismos visando reduzir os custos de investimento e obtenção de uma maior flexibilização (ÁVILA; MÜLLER; LIPINSKI, 2012; SEGRETI; BITO, 2006):

- ✓ Comércio de Emissões – os países inclusos no Anexo I que cumprirem com suas metas de redução, podem comercializar o excedente com os outros países do Anexo I;
- ✓ Implementação Conjunta – permite a participação dos países do Anexo I em projetos de redução de gases de efeito estufa em outros países do Anexo I;

- ✓ Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) – permite que os países do Anexo I invistam em projetos de redução de gases ou comprem as reduções de emissões dos países que não constam no Anexo I.

Nesse contexto, existem uma série de tecnologias que visam a captura do  $\text{CO}_2$ , como lavagem de gases com amina, separação por membrana, peneiras moleculares, secador de gases por adsorção, injeção geológica e sumidouros oceânicos, porém todas deixam a desejar ou pelo aspecto econômico ou quanto à sustentabilidade, por isso, uma tecnologia que supre essas necessidades e pode ganhar espaço são os biorreatores (HERZOG; DRAKE; ADAMS, 1997; STEWART; HESSAMI, 2005).

Os biorreatores, por meio de um processo natural (fotossíntese), fixam o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e produzem subprodutos úteis como biomassa, oxigênio e hidrogênio, além de atenderem as necessidades de redução de custos e sustentabilidade deficientes em outros processos de captura (HERZOG; DRAKE; ADAMS, 1997; STEWART; HESSAMI, 2005).

### **3.1.5. Sistemas de tratamento biológico de esgotos e a emissão de GEE**

Em sistemas de tratamento biológico de esgotos, a depuração do efluente gera subprodutos como os gases do efeito estufa. Nos tratamentos aeróbios, a matéria orgânica é oxidada na presença de oxigênio e bactérias aeróbias e convertida em biomassa, água e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ). Já em sistemas anaeróbios, a matéria orgânica complexa é convertida em biomassa, água, gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), gás metano ( $\text{CH}_4$ ), gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ) (CAKIR; STENSTROM, 2005; CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2002a).

Outro gás de efeito estufa liberado em sistemas de tratamento é o óxido nitroso. Esse gás está associado com a transformação microbial do nitrogênio e é considerado um produto intermediário desse processo de conversão (BOGNER et al., 2008). Maltais-landry, Maranger e Brisson (2009) citam que em sistemas de tratamento que realizam o processo de desnitrificação, a presença de oxigênio em excesso pode resultar no processo incompleto e na formação desse gás.

Byrns, Wheatley e Smedley (2013) comentam que em sistemas aeróbios existe a emissão de gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), além da emissão gerada para a geração de energia, relacionada com o consumo com bombeamento e aeração. Os mesmos autores afirmam ainda, que é de três a quatro vezes maior que a emissão gerada em sistemas anaeróbios com a produção de biogás.

Em estudo de Pan, Zhu e Ye (2011), foram comparadas as emissões geradas entre sistemas convencionais de tratamento de esgoto e um sistema tipo wetland. Chegaram à conclusão que em sistemas convencionais o gás metano ( $\text{CH}_4$ ) corresponde a 71% das emissões, a emissão indireta pelo uso de energia 26% e a emissão de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) 3%. Para o sistema tipo wetland, 65,7% foi devido ao gás metano ( $\text{CH}_4$ ), 27,3% pelo gás óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e 7% emissão indireta pelo uso de energia. Nessa pesquisa não foram consideradas as emissões de gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ).

É bom salientar, que diferentes sistemas utilizam processos distintos para a depuração do efluente tratado e, consequentemente, emitem gases diversos em composição e quantidade. Dependendo do gás emitido no processo, existe um potencial de aquecimento atribuído ao mesmo, portanto um sistema de tratamento pode contribuir mais ou menos para o aquecimento global. Poder aliar eficiência de tratamento com a fixação desses gases mostra-se um fator interessante na hora da escolha do tipo de sistema.

### **3.2. A fotossíntese e a fixação de carbono nas lemnáceas**

Os seres autotróficos por meio da fotossíntese convertem luz, calor e  $\text{CO}_2$  em produtos como carboidratos, hidrogênio e oxigênio. Nas lemnáceas, a temperatura ótima para a fotossíntese é de  $30^\circ\text{C}$  a  $35^\circ\text{C}$  (WEDGE; BURRIS, 1982). Abaixo, a equação balanceada com todos seus componentes (STEWART; HESSAMI, 2005).



No caso das lemnas, a fixação de  $\text{CO}_2$  pode ser tanto da fase líquida quanto gasosa. De acordo com Satake e Shimura (1983), a fixação do  $\text{CO}_2$  do meio líquido aumenta com a diminuição do pH, por outro lado, com o aumento do pH aumenta a fixação do  $\text{CO}_2$  do meio gasoso. Ainda, os mesmos autores destacam essa capacidade de fixação

do meio líquido e gasoso como uma vantagem das lemnáceas na competição com outros produtores primários.

As lemnas também possuem estômatos não funcionais, por isso as trocas gasosas não são interrompidas, beneficiando a fixação de CO<sub>2</sub>. Em ambientes com altas concentrações de CO<sub>2</sub>, as taxas de fotossíntese e de crescimento da biomassa aumentam, devido à diminuição na taxa da fotorrespiração e maior assimilação do CO<sub>2</sub>. Isso ocorre, pois a alta concentração de CO<sub>2</sub> inibe a ação da enzima Rubisco, responsável por fixar CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>, como oxigenase, desfavorecendo a fotorrespiração e diminuindo a emissão de CO<sub>2</sub> durante o dia (ANDERSEN et al., 1985; MOHEDANO; COSTA; BELLI FILHO, 2012).

### **3.3. As lemnas: aspectos gerais, ecológicos e botânicos**

As lemnas ou lentilhas d'água como popularmente são conhecidas, são plantas aquáticas pequenas, livres flutuantes, com flores diminutas, com ou sem raízes e que possuem uma estrutura física reduzida composta inteiramente por frondes. Podem ser encontradas no mundo todo, crescendo em camadas densas, em águas paradas ou com pouco movimento, doces ou salobras e ricas em nutrientes. São monocotiledôneas pertencentes à subfamília Lemnoideae, as menores plantas superiores (Angiospermas), consistem de 5 gêneros (*Lemna*, *Landoltia*, *Spirodela*, *Wolffia* e *Wolffiella*) e 38 espécies. Variam em tamanho de 2 mm ou menos de diâmetro, para a sub-microscópica *Wolffiella* sp., até 20 mm para a *Spirodela* sp.. Cada planta tem capacidade de se reproduzir de 10 a 20 vezes durante o ciclo de vida (ALAHMADY; STEVENS; ATKINSON, 2013; BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006; IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995; LES; CRAWFORD, 1999; LES et al., 2002; POTT; CERVI, 1999; SATAKE; SHIMURA, 1983; WEDGE; BURRIS, 1982; TRIVEDI, 2007).

As lemnáceas possuem características que foram simplificadas por seleção natural, para manter somente aquelas necessárias para sua sobrevivência no ambiente aquático. Possuem um baixo conteúdo de fibras (cerca de 5%) por não existirem estruturas que necessitem de sustentação, portanto o seu tecido é quase todo fotossinteticamente ativo, o que reflete na sua alta taxa metabólica e de produção. Muitas espécies possuem raízes adventícias que servem para dar estabilidade e que se alongam em caso de escassez de nutrientes (BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995).



As principais características no corpo vegetal das lemnas que diferenciam uma espécie para outra são o número de frondes, o tamanho e formato delas, a presença ou ausência de nervuras e de raízes e suas quantidades, a presença ou ausência de pigmentações diferentes e o lugar do corpo vegetal onde são encontradas (POTT; CERVI, 1999).

As lemnas se reproduzem em grande parte de forma vegetativa através do tecido meristemático, por meio de uma ou duas cavidades reprodutivas (ou vegetativas), dando origem a novas frondes (F1) e estas, por conseguinte, dando origem a outras (F2) e assim segue adiante. Esse é um processo que ocasiona um crescimento exponencial por propagação clonal, fornecendo novas plantas com material genético homogêneo. Semanas antes de morrer, um indivíduo tem a capacidade de gerar até 10 descendentes em um período de 10 dias (JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; MICHEL et al., 2004; NAUMANN; EBERIUS; APPENROTH, 2007; POTT; CERVI, 1999).

Frequentemente são encontradas nas colônias selvagens entre mais de uma espécie de lemna. Essa policultura aumenta as condições ambientais para as lemnas crescerem, pois variações sazonais podem favorecer a dominância de uma em relação à outra. Possuem uma distribuição geográfica e climática variando desde regiões temperadas frias a tropicais, com exceções para regiões desérticas e permanentemente congeladas. Crescem em temperaturas entre 6°C e 33°C e em temperaturas abaixo de 0°C durante parte do ano, as plantas submergem para o fundo do corpo d'água em uma forma latente chamada de Turion, até o retorno de condições mais quentes quando então ressurgem. Muitas espécies podem sobreviver a temperaturas extremas, porém crescem melhor em zonas temperadas e tropicais (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995; POTT; CERVI, 1999).

Um fator importante para o crescimento das lemnas é a presença dos nutrientes nitrogênio e fósforo. Nitrogênio na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) é a forma preferida de absorção pelas lemnas, sendo todo ele assimilado antes de optarem por outras formas de nitrogênio como nitrato. De acordo com Journey, Skillicorn e Spira (1993), os ambientes mais favoráveis para o crescimento são aqueles contendo matéria orgânica em decomposição, fornecendo suprimento constante de nutrientes e elementos traço. Iqbal (1999) atenta para o fato de não somente a escassez de nutrientes, mas também condições de pH alto e excesso de nitrogênio inibirem o crescimento. Em condições ideais de disponibilidade de nutrientes, luz solar e temperatura, as lemnas podem

dobrar sua biomassa em dois dias (JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993).

As lemnáceas são muito sensíveis a correntezas, seu habitat natural são superfícies de águas doces ou salobras, paradas ou quase estagnadas, protegidas da ação do vento e de ondas. No ambiente selvagem, elas são protegidas desses fatores abióticos por plantas maiores ao seu redor. Quando são empurradas pela ação do vento e ondas e acabam empilhando, as camadas mais abaixo não tendo contato com a luz solar acabam morrendo. E quando são empurradas para as margens ou bancos de areia, acabam morrendo secas. Outro problema da ação do vento é o rompimento da camada de lemnas, que favorece o crescimento de plantas aquáticas submersas e algas pela entrada da luz solar na coluna d'água. Uma camada densa de lemnas impede a entrada de luz e inibe a competição entre as lemnas e outras plantas ou algas por nutrientes (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995).

Além dos fatores citados acima, existem outros que podem afetar de forma positiva ou negativa o crescimento e propagação das lemnas no ambiente selvagem, entre eles: a interferência de animais, de inundações e da chuva.

Infestação de insetos como o pulgão ou de fungos, podem causar danos severos nas plantas e até mesmo a morte. Já aves aquáticas ajudam na dispersão e inundações podem ajudar na dispersão ou não, pelo rompimento da camada de lemnas favorecendo o aparecimento de outros produtores primários. A chuva por sua vez melhora a captura de nutrientes pela limpeza da superfície de absorção, exercem força física que ajuda a separação entre as frondes mães e filhas, e adicionam enxofre, fosfato, nitrato e bicarbonato no meio líquido (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993).

### **3.3.1. *Landoltia punctata***

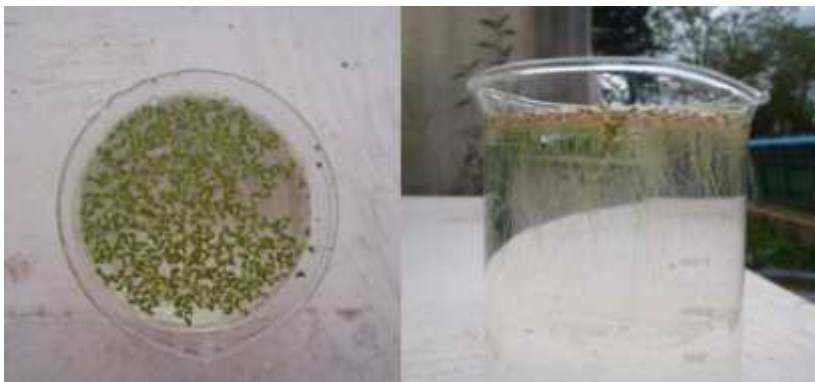
O gênero *Landoltia* foi criado em 1999 por Les e Crawford em homenagem a Elias Landolt e se distingue dos demais pelas diferenças morfológicas, aloenzimáticas e sequência de DNA.

Entre as características morfológicas dessa espécie, algumas delas são: o número de raízes de 2 a 7, com o comprimento podendo atingir até 7 cm; a ausência da forma latente Turion; frondes flutuantes ovais ou lanceoladas, de 1,5 a 2 vezes maior em comprimento que em largura; coloração superior das frondes verde e brilhante com papilas mediais; coloração inferior vermelha suave; número de veios de 3 a 7;

florescência infrequente (LES; CRAWFORD, 1999). A seguir a classificação taxonômica da espécie:

Reino: Plantae  
Divisão: Angiospermae  
Classe: Monocotyledoneae  
Ordem: Arales  
Família: Araceae (Lemnaceae)  
Sub-família: Lemnoideae  
Gênero: Landoltia  
Espécie: Landoltia punctata

**Figura 1** – Landoltia punctata.



Fonte: Autor.

### 3.4. Tratamento de efluentes em lagoas de lemnas

#### 3.4.1. Aspectos gerais

Segundo Nasr, Doma e Nassar (2009), uma lagoa de estabilização é um sistema natural para tratamento de águas residuais, sendo as lagoas com lemnas uma modificação desse tipo de tratamento. Além disso, enquanto as lagoas de estabilização liberam a amônia livre na forma de gás, as lagoas com lemnas absorvem por meio das plantas a amônia na sua forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) para a produção de uma biomassa rica em proteína (EL-SHAFAI et al., 2007; IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993).

As lemnas possuem uma alta eficiência na remoção de nutrientes, consequência da sua alta taxa de crescimento a maior entre as plantas superiores. Ainda, são fáceis de manejar, são razoavelmente tolerantes ao frio e impedem o crescimento de algas. Pode ser vista sua aplicação no tratamento de efluentes de laticínios, esgoto doméstico bruto e diluído, efluente secundário e viveiros de cultivos de peixes (JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995; MOHEDANO, 2010; PRIYA; AVISHEK; PATHAK, 2012).

Um aspecto importante do tratamento de efluentes com lagoas de lemnas é a disponibilidade de área, já que é estimada uma área de 2 a 3 m<sup>2</sup> por habitante, sem levar em conta a área para o tratamento primário e demais estruturas necessárias (BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006; IQBAL, 1999).

Segundo Journey, Skillicorn e Spira (1993), para a boa manutenção da biomassa lemnácea é necessário imitar as condições do nicho natural das mesmas, ou seja, águas ricas em matéria orgânica que forneçam um suprimento constante de nutrientes essenciais.

No tratamento de efluentes com lemnas, a correta manutenção da biomassa garante a eficiência do sistema, pois a taxa de crescimento está diretamente relacionada à taxa de remoção de nutrientes. Quando é feita a colheita das lemnas, uma dinâmica de retirada de minerais e nutrientes é estabelecida, garantindo um sistema de tratamento eficaz (JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993).

Quando se trata de competição por nutrientes, as principais concorrentes das lemnas são as algas unicelulares. A forma de impedir sua proliferação é cortando a entrada de luz solar na coluna de água pela manutenção de uma camada densa de biomassa lemnácea, pois a dominância pelas algas acarreta no aumento do pH pela fixação do CO<sub>2</sub> e consequente produção de amônia livre, forma tóxica para as lemnas (BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006; IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; KORNER; VERMAAT; VEENSTRA, 2003).

Por outro lado, alta densidade de lemnas pode tornar-se um fator prejudicial, pois provoca o empilhamento da biomassa, acarretando na redução de crescimento, no aumento da idade média da população das frondes, com consequente enfraquecimento da resistência a ataques de fungos, pulgões e caracóis (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993).

Segundo Korner, Vermaat e Veenstra (2003), uma rotina de colheita que permita a duplicação da biomassa entre 2 e 3,5 dias é o

ideal para a manutenção de uma camada completa de lemnas. Priya, Avishek e Pathak (2012) afirmam que em águas residuais a 27°C, lemnas do gênero *Lemna* dobram o número de frondes a cada 4 dias. Já Alahmady, Stevens e Atkinson (2013) afirmam que para manter um crescimento ótimo da produtividade o intervalo ideal é de 5 dias.

Baréa e Alem Sobrinho (2006) e Journey, Skillicorn e Spira (1993) citam como fatores limitantes do crescimento das lemnas: o pH, a temperatura, aplicação de carga orgânica em excesso, a presença de vento, de correnteza e a presença de algas. Ainda segundo os mesmos autores, uma boa gestão da biomassa garante uma cobertura completa e densa, impedindo dessa forma o crescimento de algas, a formação de odores, a procriação de mosquitos, uma baixa concentração de oxigênio dissolvido e pH próximo da neutralidade. Apesar de não se adaptarem bem em locais com correnteza, em sistemas com fluxo pistão uma baixa velocidade deve ser considerada, de preferência menor que 0,3 m/s (IQBAL, 1999; LENG; STAMBOLIE; BELL, 1995).

Para Baréa e Alem Sobrinho (2006), a faixa de crescimento ótimo está entre 25°C e 31°C e está condicionada a espécie de lemna analisada. Ainda de acordo com o mesmo autor, esse é um fator que limita a aplicação efetiva desse tipo de tratamento a climas tropicais. Oron, De-vegt e Porath (1988) salientam que a máxima temperatura tolerada para o crescimento é próxima de 34°C.

Journey, Skillicorn e Spira (1993) ressaltam que apesar das lemnas sobreviverem numa faixa de pH de 5,0 a 9,0, a faixa ideal para sua conservação é de 6,5 a 7,5. Em pH abaixo de 7,0, a amônia é mantida na sua forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), que é a forma preferida de absorção; em pH alcalino, o balanço do estado iônico muda resultando na liberação da amônia na sua forma livre como gás ( $\text{NH}_3$ ), que é tóxico para as lemnas (IQBAL, 1999). Para Priya, Avishek e Pathak (2012), quando os outros fatores que condicionam um tratamento eficiente são favoráveis, a faixa de pH ideal para as lemnas das espécies *Lemna* spp., *Spirodela* spp., *Wolffia* spp. varia entre 7,0 e 8,0. Oron, De-vegt e Porath (1988) afirmam que pH próximo a faixa neutra e a carga orgânica são os responsáveis por garantir a adequada conversão da amônia em proteína.

Outro fator importante nas lagoas de tratamento com lemnas é a profundidade. Journey, Skillicorn e Spira (1993) afirmam que as espécies de lemnas crescem mesmo com uma coluna d'água de 1 cm, porém é interessante manter um mínimo de 20 cm ou mais para evitar estresse das plantas e facilitar o manejo. Já para Baréa e Alem Sobrinho (2006), as profundidades usuais estão situadas entre 0,6 e 1,5 m. Oron,

De-vegt e Porath (1988) acreditam que profundidades entre 20 e 30 cm são mais interessantes para o funcionamento do sistema.

Baréa e Alem Sobrinho (2006) ainda atentam para outros fatores, segundo os autores a profundidade é responsável pela mistura vertical do efluente, sendo necessário o contato do mesmo com as raízes das plantas, local onde se encontram bactérias responsáveis por parte do tratamento. Ainda segundo os mesmos, não existe uma profundidade que produza uma alta eficiência, mas profundidades menores acarretarão em uma melhor mistura vertical e uma maior área superficial. Alahmady, Stevens e Atkinson (2013) associam à profundidade a eficiência de remoção de nutrientes, quanto maior a profundidade menor a eficiência. Na figura 2, lagoa de polimento com lemnas.

**Figura 2** – Lagoa de tratamento com lemnas nos Estados Unidos e máquina para colheita.



Fonte: Iqbal (1999).

### **3.4.2. Remoção de fósforo**

As lemnas absorvem o fósforo preferencialmente na forma de ortofosfato para usá-lo como nutriente para o seu crescimento, portanto a taxa de remoção está intimamente ligada à taxa de crescimento e a frequência da colheita das plantas (IQBAL, 1999; PRIYA; AVISHEK; PATHAK, 2012). Priya, Avishek e Pathak (2012) afirmam que quanto maior a concentração desse componente, maior é a sua absorção.

Journey, Skillicorn e Spira (1993) consideram depois do nitrogênio, o fósforo como o principal limitante do crescimento das plantas e fundamental para seu rápido desenvolvimento.

Para Iqbal (1999), em um sistema de tratamento com lemnas o fósforo é removido pelos seguintes mecanismos: absorção pelas plantas, adsorção a partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química com  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  e absorção por microrganismos. O autor ainda destaca que depois da absorção pelas lemnas, a adsorção e a precipitação são provavelmente os principais mecanismos de retirada do fósforo do sistema de tratamento.

Korner e Vermaat (1998) e Korner, Vermaat e Veenstra (2003) afirmam que a biomassa das lemnas em conjunto com o biofilme (composto por bactérias e algas) aderido a elas são responsáveis por três quartos da remoção de fósforo. O restante é atribuído ao biofilme aderido aos taludes da lagoa, por absorção e adsorção, e ao processo físico de sedimentação, ficando dessa forma, uma parcela contida no sedimento. Iqbal (1999) destaca que exceto pela absorção pelas lemnas, os outros mecanismos de remoção estocam o fósforo dentro do sistema de tratamento e sua retirada só é possível pela dragagem do sedimento e colheita das plantas.

Nasr, Doma e Nassar (2009) atingiram remoção de 65% de fósforo em um sistema composto por uma lagoa de lemnas tratando efluente de um reator anaeróbio compartimentado. Kesaano, Farrell e Dupont (2009), em um reator de 100 litros foram além, conseguindo uma eficiência de remoção de 93%. Cheng et al. (2002), em experimento realizado na primavera, tratou efluente sintético da suinocultura diluído 5 vezes e obteve eficiência de remoção de 85,1%, sendo desses, 88,6% referentes a captura pelas plantas. Já Mohedano (2010), em sistema de tratamento de efluente da suinocultura composto por uma lagoa anaeróbia e duas lagoas de lemnas em série, atingiu a taxa de remoção de 95%.

### **3.4.3. Remoção de matéria orgânica**

A nutrição heterotrófica de pequenos componentes orgânicos pelas lemnas é insignificante, porém a superfície para o crescimento bacteriano, a estrutura das comunidades bacterianas aderidas e a forma como é feito o suprimento de oxigênio, são importantes processos de remoção tanto desses pequenos componentes quanto do restante da matéria orgânica (KORNER; LYATUU; VERMAAT, 1998; KORNER; VERMAAT; VEENSTRA, 2003; PRIYA; AVISHEK; PATHAK,

2012). Oron, De-vegt e Porath (1988) discordam, citando como contribuição das plantas a habilidade de usar simples componentes orgânicos diretamente.

Segundo Al-nozaily, Alaerts e Veenstra (2000) e Korner, Lyatuu e Vermaat (1998), as lemnas tem um papel secundário na remoção de DQO e DBO. Para Al-nozaily, Alaerts e Veenstra (2000), em lagoas de lemnas a matéria orgânica é removida primeiramente por oxidação heterotrófica, a qual necessita de constante difusão ou transporte de oxigênio para a fase líquida. Em trabalho de Cossu et al. (2001), plantas da espécie *Lemna minor* tiveram um melhor desempenho na manutenção de altas taxas de oxigênio dissolvido, quando comparadas com outras espécies de macrófitas.

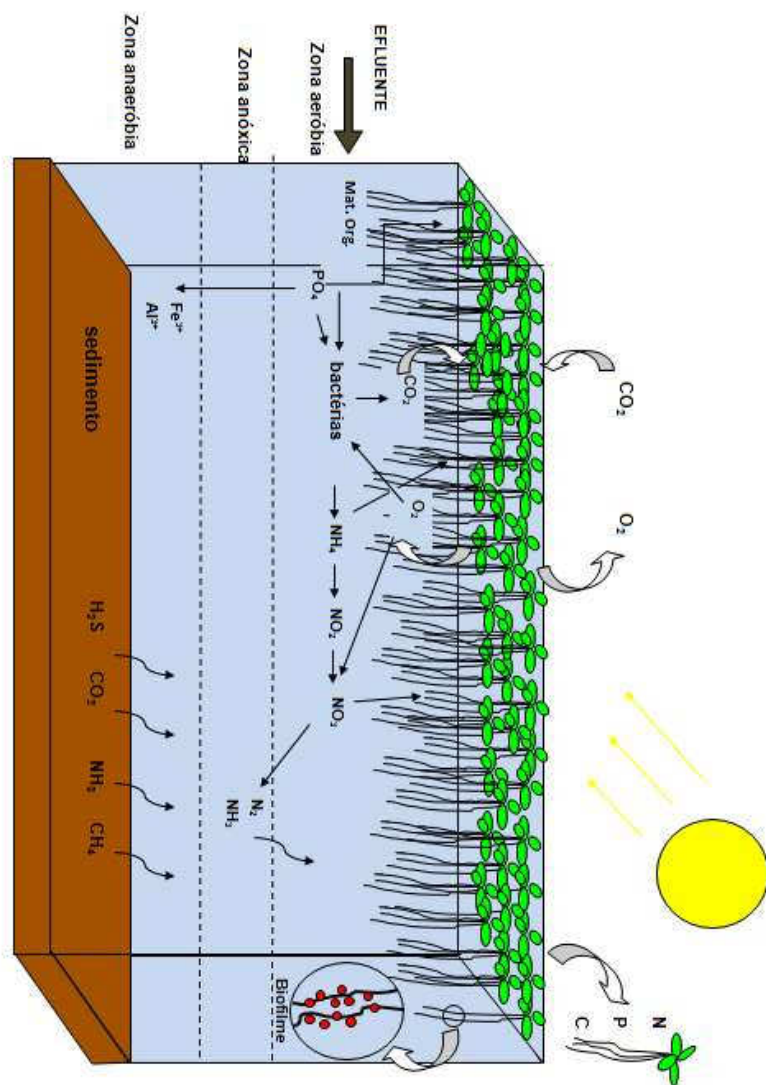
Iqbal (1999) afirma que a DBO é removida tanto aerobicamente quanto anaerobicamente, por microrganismos aderidos na superfície das lemnas, em suspensão na coluna d'água e presentes no sedimento. Para Korner, Lyatuu e Vermaat (1998), diretamente as lemnas contribuem muito pouco, porém criam um ambiente anaeróbio propício ao processo. Al-nozaily, Alaerts e Veenstra (2000) e Krishna e Polprasert (2008) destacam essa sinergia de crescimento existente entre as plantas e os microrganismos como o sucesso do tratamento nas lagoas com lemnas.

El-shafai et al. (2007) atingiram remoção de 93% de DQO. Krishna e Polprasert (2008), em sistema de tratamento com lemnas em escala piloto, atingiram remoção de 84% de DQO. Em experimento em escala laboratorial, Korner, Lyatuu e Vermaat (1998) conseguiram eficiências de remoção de DQO entre 74 e 78%.

Na figura 3, um esquema das formas de remoção em uma lagoa de polimento com lemnas.



**Figura 3** – Representação esquemática dos processos e reações bioquímicas durante o tratamento de efluentes, em uma lagoa de lemnas.



**Fonte:** Mohedano (2010).

### 3.5. Usos da biomassa de lemnas

Em sistemas de tratamento com lemnas, a biomassa é um subproduto que pode ter um valor agregado e pode ser utilizada para diversos fins, entre eles: ração para animais, como fertilizante e para a produção de combustível.

Journey, Skillicorn e Spira (1993) destacam a grande concentração de aminoácidos fundamentais encontrados na biomassa das lemnas, muito mais que em outras plantas, assemelhando-se muito com a proteína de origem animal. Ainda segundo os mesmos, outra característica da biomassa é a alta concentração de minerais traço e pigmentos, que faz das lemnas uma interessante fonte de alimento para muitos animais. Leng, Stambolie e Bell (1995) afirmam que quando corretamente cultivadas, as lemnas podem atingir um rendimento de 10 a 30 toneladas de biomassa seca por hectare/ano, contendo 43% de proteína bruta e 5% de lipídeos. Ainda os autores citam o baixo teor de fibras (5% na biomassa seca), componente que dificulta a digestão, comparando com outras culturas como soja, arroz e milho (50% de fibras).

Nas rações animais as fontes de proteína são geralmente escassas e o componente mais caro do produto. Nesse contexto, a biomassa das lemnáceas entra como uma fonte potencial, devido ao baixo custo para sua produção e a alta concentração de proteína. Leng, Stambolie e Bell (1995) destacam ainda, o aumento no rendimento da piscicultura de centenas de quilos para 10 toneladas por hectare/ano, quando usadas para a alimentação de peixes, e o potencial das lemnas para dietas de bovinos, ovinos e caprinos.

Na produção de combustível, a biomassa de lemnas atingiu um rendimento 50% maior que grãos de milho na produção de bioetanol. Vale ressaltar, que essa biomassa foi gerada no tratamento de efluente da suinocultura, obtendo excelente rendimento na remoção de nutrientes e superando a principal matéria prima utilizada nos Estados Unidos para a produção de bioetanol (XU et al., 2011).

A biomassa também pode ser usada como fertilizante, por aplicação direta no solo ou por compostagem (IQBAL, 1999; TRIVEDI, 2007).



## 4. METODOLOGIA

O experimento se deu através da operação de um sistema de tratamento de esgoto doméstico em escala piloto, composto por tratamento primário anaeróbio seguido de uma lagoa de lemnas. No total, foi operado do dia 03/09/2013 a 26/12/2013, da adaptação das lemnas até o fim da coleta das amostras.

### 4.1. Localização

O sistema está localizado no campus da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Reitor João David Ferreira Lima, na cidade de Florianópolis – SC.

A área experimental pertence ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) e é utilizada pelo Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), no qual o trabalho está vinculado.

Suas coordenadas geográficas são: 27°35'46.79" de latitude Sul, 48°30'58.82" de longitude Oeste (Figura 4).

**Figura 4** – Localização do experimento.



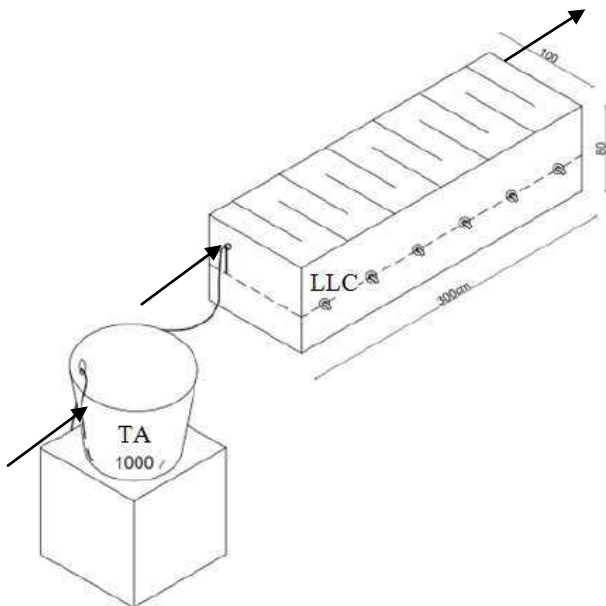
**Fonte:** Bach (2013).

## 4.2. Descrição do sistema piloto

O sistema de tratamento consistia de um tratamento primário anaeróbio (TA) seguido de uma lagoa de lemnas com chicanas (LLC) em escala piloto (Figura 5). Ainda, como parte da estrutura, existia um reservatório para armazenamento do esgoto bruto e uma caixa de passagem para aplicação do esgoto no sistema.

O esgoto utilizado para o experimento era oriundo de um condomínio residencial de grande porte e transportado por caminhão limpa fossa até o local do experimento. Esse efluente era coletado na ETE do condomínio após o gradeamento, de maneira a evitar a entrada de sólidos grosseiros.

**Figura 5** – Esquema do sistema.



**Fonte:** Vieira (2013).

Uma caixa d'água de 5000 L (Figura 6a) era responsável pelo armazenamento do esgoto bruto, já a caixa de passagem era constituída por uma caixa d'água de 1000 L (Figura 6b). A conexão entre essas duas

estruturas se deu por meio de canalização de PVC, sendo a alimentação realizada por gravidade.

**Figura 6** – a) Reservatório de esgoto bruto. b) Caixa de passagem.



**Fonte:** Autor.

Para o tratamento anaeróbio também foi utilizada uma caixa d'água de 1000 L (Figura 7a), que era responsável pela alimentação da lagoa de lemnas (Figura 7b). Seu enchimento era realizado pelo bombeamento do esgoto bruto da caixa de passagem.

**Figura 7** – a) Tratamento anaeróbio. b) Lagoa com chicanas.



**Fonte:** Autor.

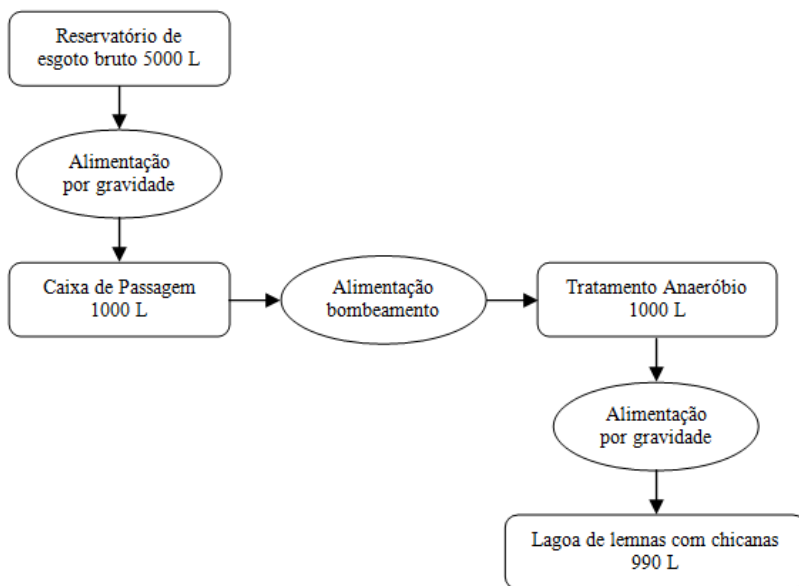
A lagoa de chicanas tinha como dimensões 3,0 m de comprimento, por 1,0 m de largura e 0,8 m de altura. Era composta por 11 chicanas espaçadas 25 cm uma da outra, resultando em um percurso

total de 12 metros. A profundidade no seu interior era de 33 cm, o que acarretou em um volume total de 990 litros de efluente.

Devido à diferença de cota entre a lagoa de chicanas e o tratamento anaeróbio, foi possível realizar a alimentação por gravidade. A conexão de alimentação entre as estruturas foi realizada com uma mangueira de silicone com um registro para o controle da vazão.

Na figura 8, um fluxograma da configuração espacial das estruturas no campo experimental e do funcionamento do sistema para melhor exemplificá-lo.

**Figura 8** – Fluxograma do sistema.



**Fonte:** Autor.

Para o campo experimental manter-se em acordo com as melhores condições de funcionamento, uma tela (Figura 9) foi usada para proteger a lagoa de lemnas de predadores e organismos que pudessem interferir de maneira negativa na operação do sistema, como pulgões, girinos, moscas, mosquitos, entre outros.

**Figura 9** – Lagoa de lemnas com a tela de proteção.



**Fonte:** Autor.

Teve-se o mesmo cuidado com os reservatórios e o tratamento anaeróbico, sempre os mantendo com as tampas fechadas, para impedir a proliferação de insetos e a entrada de água de chuva, que ocasionaria na diluição do efluente.

#### **4.3. Seleção da espécie biológica utilizada**

Para este experimento, a espécie de lemna utilizada foi a *Landoltia punctata*. Os critérios para a seleção da espécie seguiram os descritos por Mohedano (2010), entre eles:

- ✓ Rusticidade para suportar concentrações altas de amônia;
- ✓ Alta produtividade de biomassa;
- ✓ Alto teor de proteína;
- ✓ Eficiência para remover nutrientes;
- ✓ Espécie nativa do litoral de Santa Catarina.

Neste trabalho, o fator determinante foi a fácil disponibilidade dessa espécie e a possibilidade de usar a biomassa já cultivada no campo experimental do LABEFLU.



#### 4.4. Período de adaptação

Antes de iniciar as atividades do experimento, foi necessário aclimatar as lemnas e adequar os componentes do sistema para sua inicialização.

Com o objetivo de acelerar o processo de crescimento da microbiota do reservatório do tratamento anaeróbio, foram introduzidos 20 litros de lodo de esgoto doméstico e o restante completado com esgoto bruto num total de 1000 litros.

A lagoa de lemnas foi completada com água de torneira e esgoto bruto, sendo 890 litros de água e 100 litros de esgoto doméstico bruto, objetivando a adaptação da biomassa lemnácea ao efluente e as futuras aplicações de carga.

As lemnas utilizadas na lagoa foram retiradas de um tanque (Figura 10) usado para fazer o crescimento das lemnas no campo experimental. Procurou-se selecionar as plantas com o melhor aspecto, sem manchas brancas, sem biomassa morta, para posterior colocação na lagoa preparada para recebê-las. Foram distribuídas ao longo de toda a superfície da lagoa, de maneira a não deixar espaços vazios que beneficiassem o aparecimento de algas.

Ao término dessas atividades, o sistema foi deixado por um período de 11 dias sem nenhuma aplicação de carga ou realização de manejo, para que houvesse a aclimação das plantas ao efluente e o crescimento da microbiota do reservatório do tratamento anaeróbio.

**Figura 10** – Tanque de cultivo das lemnas.



**Fonte:** Autor.

#### 4.5. Partida e operação do sistema

A partida do experimento se deu no dia 14/09/2013, com o início do manejo, da alimentação com efluente do tratamento anaeróbio e leituras do pH.

O sistema foi alimentado de forma contínua, sendo a vazão medida com o auxílio de um cronômetro e uma proveta de 500 ml. Para tanto, era feita a leitura do tempo de enchimento da proveta em momentos diferentes, posteriormente fazia-se a média dos tempos de enchimento da proveta e, com o período de alimentação de 24 horas da lagoa, era calculada a vazão diária e o volume afluente.

Para a alimentação da lagoa não foi levado em conta o tempo de detenção hidráulico, mas sim a carga aplicada (BARÉA; ALEM SOBRINHO, 2006). Para isso, evitou-se a aplicação de valores de carga superiores a 100 kg DQO/ha.dia.

A equação utilizada para o cálculo de carga (Equação 1):

$$\lambda_s = \frac{10.C_0.Q}{A} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

$\lambda_s$  = Carga superficial (kg DQO/ha.dia);

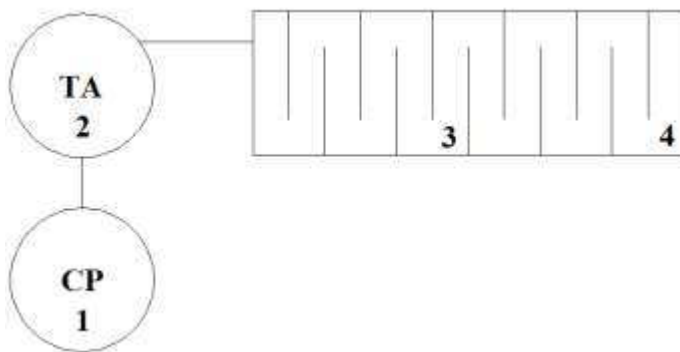
$C_0$  = Concentração de DQO no afluente da lagoa (mg/L);

$Q$  = Vazão afluente na lagoa (m<sup>3</sup>/dia);

$A$  = Área superficial da lagoa (m<sup>2</sup>).

#### 4.6. Monitoramento

Para o monitoramento do sistema de tratamento foram feitas análises laboratoriais referentes a quatro pontos de coleta: primeiro ponto, caixa de passagem (CP); segundo, tratamento anaeróbio (TA); terceiro, meio da lagoa; quarto, saída da lagoa de lemnas (Figura 11).

**Figura 11** – Pontos de coleta.

**Fonte:** Autor.

A partir do dia 26/09/2013 foi realizada a primeira bateria de análises, sendo ao todo oito baterias. As coletas foram realizadas pelo período da manhã e se retiravam aproximadamente um litro de efluente de cada ponto.

Os parâmetros físico-químicos avaliados foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD),  $\text{CO}_2$  dissolvido e  $\text{CO}_2$  do meio gasoso, com análises in loco. Já a demanda química de oxigênio (DQO) e fósforo total foram realizadas nas dependências do LIMA (Laboratório Integrado do Meio Ambiente) e nas dependências do LABEFLU (Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos). Ambas seguiram os padrões estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

#### **4.6.1. Avaliação e manejo da biomassa**

Para a avaliação da biomassa, realizou-se a retirada das lemnas em cada manejo e, posteriormente, foram conduzidas até uma estufa para sua secagem. A estufa permanecia na temperatura de  $55^\circ\text{C}$  e as plantas eram mantidas em seu interior por um período de 24 horas.

Após esse período de secagem, essa biomassa seca foi pesada em balança de precisão e com esses dados em mãos, avaliadas as taxas de crescimento específico (Equação 2) e superficial (Equação 3):

$$TCE = \frac{B_t/N}{D.A} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

TCE = Taxa de crescimento específico (g/g.dia);

$B_t$  = Biomassa total removida no período (g);

N = Número de dias do período;

D = Densidade média (g/m<sup>2</sup>);

A = Área superficial avaliada (m<sup>2</sup>).

$$TCS = \frac{B_t/N}{A} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

TCS = Taxa de crescimento superficial (g/m<sup>2</sup>.dia);

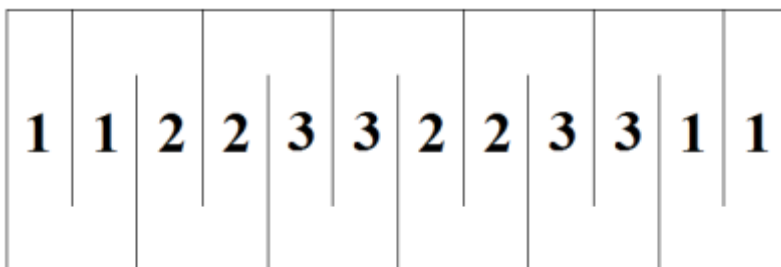
$B_t$  = Biomassa total removida no período (g);

N = Número de dias do período;

A = Área superficial avaliada (m<sup>2</sup>).

Neste experimento, os manejos foram realizados duas vezes por semana durante o período de operação. A área de retirada das lemnas foi de 1,0 m<sup>2</sup> por dia de manejo, o que representa o espaço entre quatro chicanas. A escolha das áreas para a retirada da biomassa era feita seguindo uma ordem, exemplificada na figura 12.

**Figura 12** – Esquema das áreas de manejo.



**Fonte:** Autor.

Para a realização do manejo foi utilizada uma peneira plástica, uma tela e quadro tábuas de mais ou menos 30 cm de comprimento. A peneira servia para colher as lemnas, a tela para a deposição da

biomassa e saída do excesso de efluente e as tábuas para obstrução do canal formado pelas chicanas, de forma a isolar cada área de colheita.

#### **4.6.2. Avaliação da eficiência de remoção**

Para a verificação da eficiência de remoção no sistema de tratamento, foram avaliados os parâmetros DQO (Demanda Química de Oxigênio) e fósforo total. Fez-se uso da equação 4, sendo os pontos analisados os mesmos abordados no tópico “monitoramento do sistema”.

$$E = \frac{(A_f - E_f)}{A_f} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

E = Eficiência de remoção (%);

$A_f$  = Concentração afluente média (mg/L);

$E_f$  = Concentração efluente média (mg/L).

Avaliou-se tanto a eficiência global do sistema quanto dos seus componentes em separado.

#### **4.6.3. Monitoramento das emissões de CO<sub>2</sub>**

Para a avaliação da fixação de CO<sub>2</sub> pela lagoa de lemnas durante o processo de tratamento, foram realizadas quatro medições da concentração desse gás no seu interior nos dias 21/10/2013, 27/10/2013, 11/11/2013 e 27/11/2013.

Para a leitura do CO<sub>2</sub>, a lagoa foi coberta com um plástico vinil transparente de maneira a isolar a atmosfera interna da lagoa e sobre ele colocada uma tela sombrite 50%. Essa tela teve a função de diminuir a incidência dos raios solares e, conseqüentemente, diminuir o efeito estufa no seu interior. Para evitar o escape de gases, o plástico e a tela sombrite foram pressionados contra a borda com taboas, presas à borda com grampos de aperto. Ainda entre o plástico e a borda, para melhorar a vedação e evitar que o plástico rasgasse, foi colado polímero emborrachado.

No plástico vinil foram feitos dois pequenos furos e adaptadas mangueiras, uma para a conexão do medidor de CO<sub>2</sub> e outra para a

equalização da pressão interna. Para garantir a homogeneidade e captação do  $\text{CO}_2$  pelo medidor, foi instalado no interior da lagoa ventilador que permanecia ligado durante todo o período de leitura.

O medidor foi programado para fazer leituras da concentração a cada 4 minutos por um período mínimo de 24 horas. Além da leitura da concentração de  $\text{CO}_2$ , fez-se também a medição da temperatura.

Com esses dados em mãos foi possível realizar a construção de gráficos e calcular a quantidade de  $\text{CO}_2$  fixado.

Para o cálculo da fixação de  $\text{CO}_2$  o gás foi considerado ideal e nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP). A fixação calculada foi referente ao trecho dos gráficos em destaque e a equação 5 foi utilizada para o cálculo do volume:

$$V = \frac{n.R.T}{p} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

V = Volume (L);

n = Número de mols (mols);

R = Constante dos gases (atm.L/mol.K);

T = Temperatura (K);

p = Pressão (atm).

**Figura 13** – Lagoa adaptada para a leitura do CO<sub>2</sub>.



**Fonte:** Autor.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **5.1. Avaliação quantitativa da biomassa**

No presente trabalho, os valores encontrados para os parâmetros representativos da produtividade apresentaram-se baixos quando comparados com os de outros autores. Na tabela 2, os resultados encontrados neste experimento e em trabalhos de autores diversos.



**Tabela 2** – Resultados da produtividade no presente trabalho e em trabalhos de diversos autores.

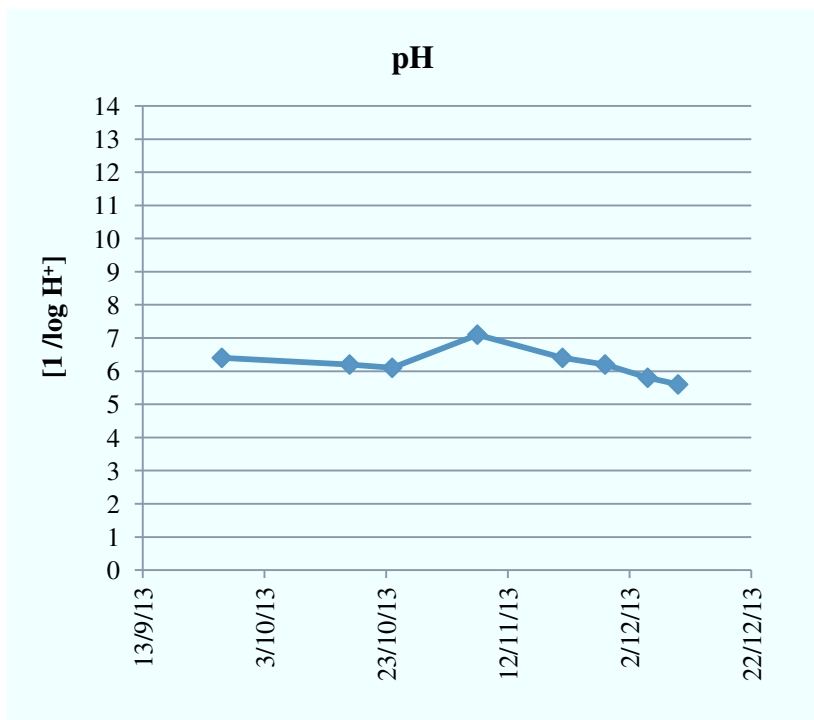
Taxa de crescimento específico (g/g.dia)	Taxa de crescimento superficial (g/m².dia)	Produtividade (t/ha.ano)	Efluente	Espécie de lemnácea	Autor
0,11	5,36	20	Esgoto Doméstico	Landoltia Punctata	Presente Estudo
-	-	55	Esgoto Doméstico	Lemna Gibba	Oron (1994)
-	29	106	Efluente da suinocultura	Lemna minor 8627	Cheng et al. (2002)
-	-	33*	Esgoto Doméstico	Lemna Gibba	El Shafai et al. (2007)
0,24	18	66	Efluente da suinocultura	Landoltia Punctata	Mohedano (2010)
0,1	-	-	Efluente sintético	Landoltia Punctata	Mohedano, Costa e Belli Filho (2012)

\*Valor referente a 8 meses.

Uma série de fatores pode ter ocasionado este resultado, como pH, temperatura, ação de predadores e organismos competidores, manejo das lemnas e fornecimento de nutrientes são alguns deles.

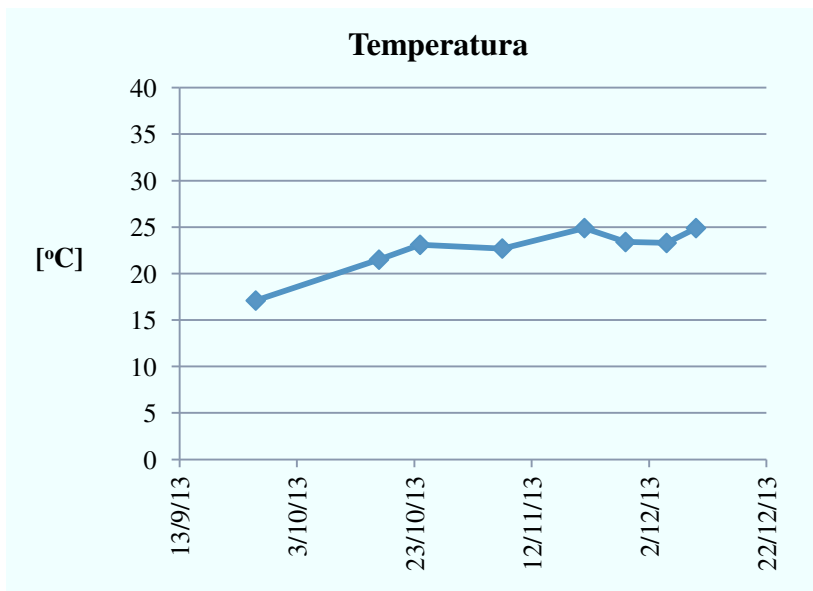
De acordo com alguns autores (IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; PRIYA, AVISHEK; PATHAK, 2012), pH na faixa da neutralidade é a ideal para o crescimento das lemnas, por favorecer a manutenção do nitrogênio no sistema na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), forma preferida de absorção pelas macrófitas lemnáceas. Em pH alcalino, acima de 8, o equilíbrio iônico favorece o nitrogênio na forma de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), que é tóxica, inibindo dessa forma o crescimento das plantas. No presente estudo, como pode ser visto no gráfico 1, a faixa de pH se manteve sempre próxima a neutralidade, o que descarta esse fator como possível inibidor do crescimento. Os valores mais baixos encontrados no gráfico foram medidos em dias chuvosos ou sob a influência de dias anteriores com chuva.

**Gráfico 1** – Valores de pH na lagoa durante os dias de coleta.



De acordo com Baréa e Alem Sobrinho (2006), a faixa ideal de temperatura para o crescimento das lemnáceas é de 25°C a 31°C dependendo da espécie analisada. No gráfico 2, encontram-se os valores da temperatura ambiente durante os dias de coleta.

**Gráfico 2** – Valores da temperatura ambiente durante os dias de coleta.



Como pode ser visto, com exceção do primeiro dia onde a temperatura ambiente foi de 17°C, os valores restantes localizam-se sempre acima dos 20°C e com a temperatura máxima chegando próxima a 25°C. Apesar de não se encontrarem na faixa ideal citada por Baréa e Alem Sobrinho (2006), essas medições foram realizadas no período da manhã, por volta das 8:00 horas, ou seja, não chegaram a temperatura máxima do dia pelo fim da manhã início da tarde.

As macrófitas lemnáceas possuem organismos rivais que competem com elas por nutrientes, como é o caso das algas, e outros que predam sua biomassa, como pulgões, girinos e fungos. Esses organismos tem forte papel na inibição do crescimento das plantas, por isso, durante todo o período do experimento teve-se o cuidado de proteger a lagoa com tela para evitar a presença de girinos, além de não se constatar a presença de pulgões, fungos, nem algas (BARÉA; ALEM

SOBRINHO, 2006; IQBAL, 1999; JOURNEY; SKILLICORN; SPIRA, 1993; KORNER; VERMAAT; VEENSTRA, 2003).

O manejo também é de fundamental importância no crescimento da biomassa, camadas muito densas tem diminuição da taxa de crescimento devido ao envelhecimento das plantas e o empilhamento pode causar a mortandade delas. Por outro lado, densidades baixas com espaços vazios permitem a entrada de luz na coluna d'água, favorecendo o crescimento de algas que competem por nutrientes. Segundo a bibliografia pesquisada, o manejo sendo realizado entre 2 e 5 dias é o ideal para uma boa produtividade. Neste experimento, o manejo foi realizado duas vezes na semana, com espaço de dias máximo entre manejos de 4 dias, sempre evitando deixar espaços vazios na camada da biomassa (ALAHMADY; STEVENS; ATKINSON, 2013; KORNER; VERMAAT; VEENSTRA, 2003; PRIYA; AVISHEK; PATHAK, 2012).

Além de luz, calor,  $H_2O$  e  $CO_2$  para o crescimento, as plantas necessitam de nitrogênio para a síntese proteica e fósforo é necessário para o DNA, RNA e para transferência de energia (CONLEY et al., 2009). No presente experimento, talvez o principal fator limitante e que condicionou a baixa produtividade foi o suprimento de fósforo e nitrogênio. Devido o experimento ser alimentado com efluente real, fornecido de uma estação de tratamento de esgoto, o mesmo estava sujeito a variações na sua composição quanto aos diferentes parâmetros. Durante quase todo o período do experimento o esgoto bruto apresentou concentrações baixas de fósforo total, sendo a média da concentração afluente a lagoa de 3,7 mg/L e a média do esgoto bruto de 4,7 mg/L.

Além de todos os aspectos mencionados acima, não se pode deixar de destacar que as comparações da tabela 2 foram feitas muitas vezes com espécies diferentes de lemnáceas, com efluentes distintos e com características operacionais diversas, o que com certeza contribuiu para a diferença de produtividade.

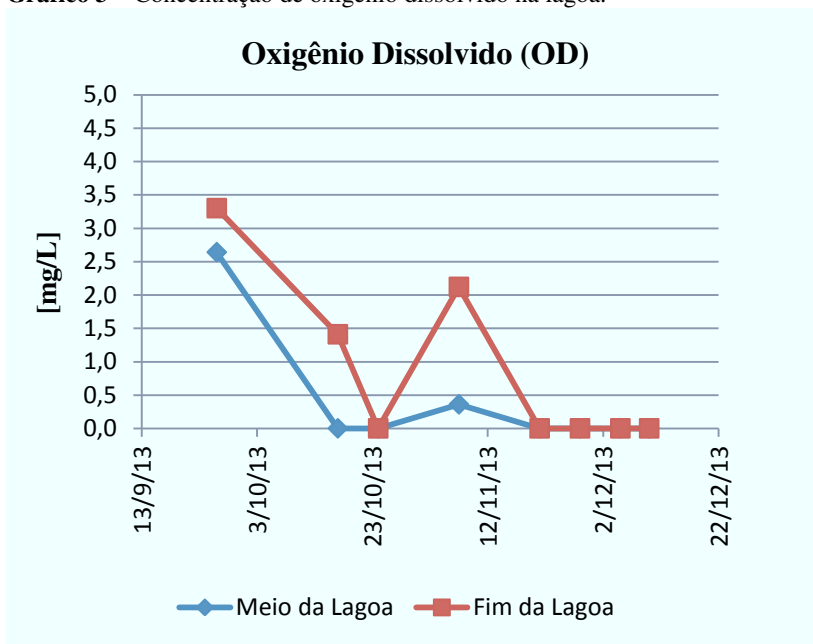
Outros dois fatores que podem ter contribuído negativamente, são a baixa incidência dos raios solares na camada das plantas, devido à localização e as paredes altas da lagoa, e as medições de  $CO_2$  da fase gasosa. Como para essas medições foi necessário isolar a atmosfera interna da lagoa, as temperaturas no seu interior algumas vezes atingiram valores altos, ocasionando na mortandade de parte da biomassa no período pós-medição.

## 5.2. Avaliação da eficiência de remoção

No presente estudo para a verificação da remoção da matéria orgânica foram feitas análises de DQO. Sabe-se pela bibliografia pesquisada que as macrófitas lemnáceas têm um papel secundário ou indireto na remoção da matéria orgânica, mas que são de fundamental importância para a eficiência do sistema de tratamento, servindo de meio suporte para a microbiota heterotrófica e fornecendo oxigênio para a fase líquida (KORNER; LYATUU; VERMAAT, 1998; KORNER; VERMAAT; VEENSTRA, 2003). Acredita-se que nesse experimento o biofilme aderido às plantas foi o principal responsável pela remoção de DQO, pois a baixa profundidade da lagoa (33 cm) permitiu um maior contato do efluente com a região onde se encontram as raízes das lemnas.

Em estudo de Korner, Lyatuu e Vermaat (1998), tentaram simular artificialmente as funções das macrófitas lemnáceas na remoção da matéria orgânica, por meio da introdução de lemnas plásticas e por aeração artificial. Os resultados alcançados com o meio artificial foram inferiores aos com lemnas da espécie *Lemna gibba* L.. Entre as conclusões que chegaram, que há diferença na composição da comunidade de bactérias do biofilme das plantas plásticas para as lemnas naturais e que a difusão de oxigênio é realizada em nível microscópico no interior do biofilme pelas raízes e superfície das frondes mais baixas.

Além dessas contribuições indiretas por parte das lemnas, existe a remoção por parte dos microrganismos aeróbios e anaeróbios que se encontram na coluna d'água, presentes no sedimento e nas paredes da lagoa (IQBAL, 1999). Neste experimento, a fração que coube aos microrganismos aeróbios na coluna do efluente e paredes da lagoa, provavelmente teve uma parcela menos significativa no tratamento, pois durante boa parte do período do experimento a concentração de oxigênio dissolvido (OD) não foi detectada. No gráfico 3, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) encontrada durante o período do experimento, feitas no meio e final da lagoa.

**Gráfico 3** – Concentração de oxigênio dissolvido na lagoa.

Apesar de se acreditar na baixa contribuição por parte dos microrganismos aeróbios na coluna do efluente e nas paredes da lagoa, os microrganismos aeróbios presentes no biofilme aderido as plantas podem ter tido um papel significativo, já que segundo Korner, Lyatuu e Vermaat (1998), pode haver a difusão em nível microscópico no interior do biofilme. Outro aspecto interessante do gráfico 3, é a diferença de concentração de oxigênio dissolvido entre o meio e final da lagoa, com melhora no nível de depuração do efluente quanto mais próximo do final do sistema. Quando comparados os valores médios de cada um dos pontos, obteve-se aumento de 55% na concentração de oxigênio dissolvido no final da lagoa. Isto é um indicativo do correto funcionamento da lagoa de chicanas, com a ocorrência de fluxo pistão no seu interior.

Já a fração de remoção relacionada aos microrganismos anaeróbios pode ter contribuído mais, em face dessas concentrações não detectadas na coluna do efluente.

Na tabela 3, a eficiência alcançada no presente estudo nos diferentes componentes do sistema de tratamento e a eficiência global do sistema.

**Tabela 3** – Eficiências de remoção de DQO do sistema de tratamento e de seus componentes.

Eficiência de remoção de DQO		
Tratamento Anaeróbio	Lagoa de Lemnas	Sistema de Tratamento
65%	69%	89%

Como pode ser visto nos valores de eficiência, o tratamento anaeróbio obteve uma alta remoção de DQO, o que condiz com a afirmação feita por alguns autores quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica em processos anaeróbios (CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2002a).

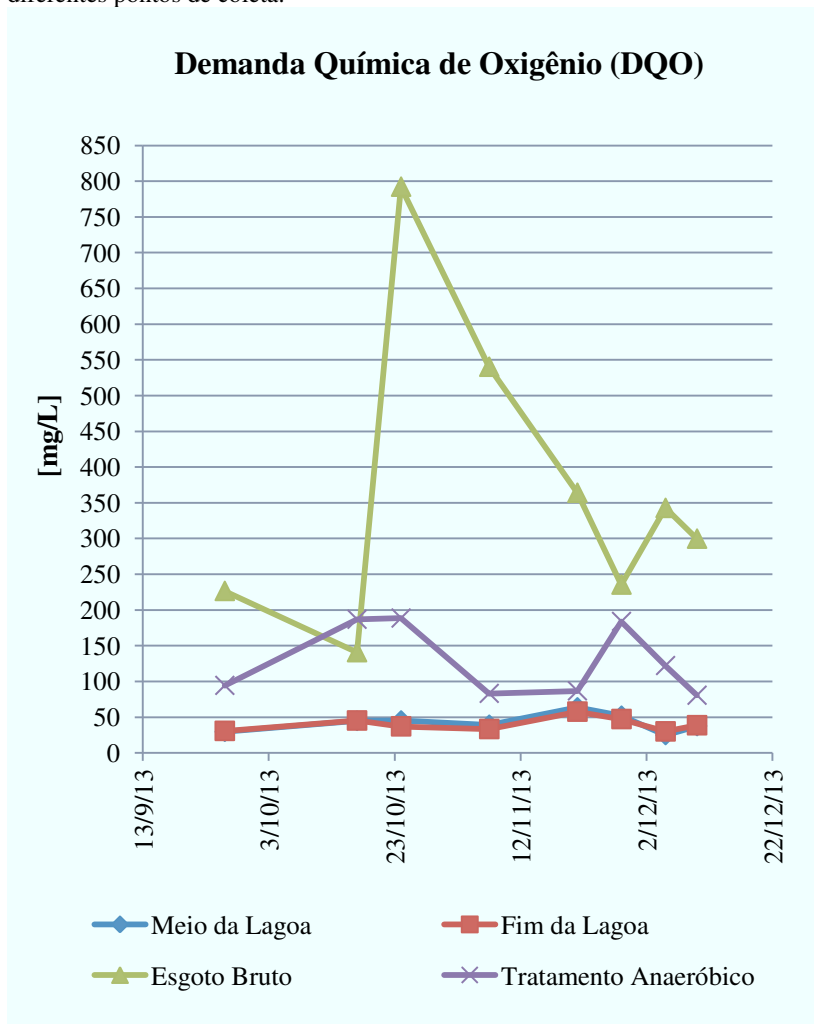
Quanto à fração que coube a lagoa de lemnas, pode ser visto um acréscimo significativo na remoção, o que acarretou na alta eficiência global.

O valor de eficiência global do sistema foi compatível ao encontrado por outros autores: Korner, Lyatuu e Vermaat (1998) conseguiram eficiências de remoção de DQO entre 74 e 78%; El Shafai et al. (2007) atingiu 93%; Krishna e Polprasert (2008) atingiram remoção de 84%.

Outro aspecto importante e que se credita em grande parte a alta eficiência alcançada, é a baixa carga aplicada em termos de DQO. Em estudo de Krishna e Polprasert (2008), em sistema de tratamento em escala piloto, atingiram a maior eficiência trabalhando com cargas de 50 kg DQO/ha/dia e tempo de detenção hidráulico de 10 dias. Os parâmetros desse estudo são similares ao do presente experimento, 32,5 kg DQO/ha/dia de carga média e TDH (tempo de detenção hidráulico) médio de 13 dias.

Apesar do controle para a aplicação de cargas, quando se trabalha com efluentes reais corre-se o risco de ter que contar com as variações em sua composição. No gráfico 4, as concentrações de DQO no esgoto bruto, no tratamento anaeróbio e no meio e fim da lagoa.

**Gráfico 4** - Concentrações de DQO durante todo o período do experimento nos diferentes pontos de coleta.



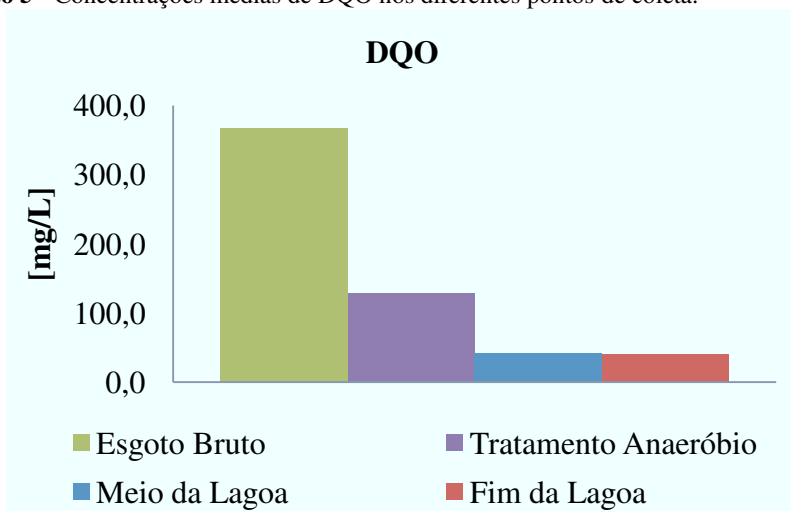
Como pode ser visualizado, existiram grandes variações no esgoto bruto, parte pela variação natural do efluente e em parte por coletas realizadas mais próximas ao local de sedimentação do lodo. Essas coletas tiveram que ser realizadas com esse efluente do fundo, devido à escassez de esgoto bruto nesse período do experimento. Por outro lado, a concentração de esgoto bruto que se encontra abaixo do gráfico do tratamento anaeróbio, se deu pela coleta ter sido feita



superficialmente no esgoto bruto, enquanto que no tratamento anaeróbio era realizada com o auxílio de registro e canalização de efluente que partia do meio da caixa do tratamento. Ainda, pode-se notar uma leve melhora do efluente na saída da lagoa em relação ao meio dela, 5,0% a mais quando comparados os valores médios encontrados.

Outro aspecto interessante de se comentar, é o bom comportamento do tratamento anaeróbio as variações de concentração do esgoto bruto, sendo ele responsável por absorver boa parte dessas flutuações. No gráfico 5, a concentração média de DQO no esgoto bruto e nos diferentes componentes do sistema.

**Gráfico 5** - Concentrações médias de DQO nos diferentes pontos de coleta.



O fósforo em uma lagoa de polimento com lemna pode ser removido de diversas formas, sendo a absorção direta pelas plantas e pelo biofilme aderido a elas responsáveis por  $\frac{3}{4}$  da remoção. O restante é atribuído ao biofilme nas paredes e taludes das lagoas, por absorção e adsorção, e ao processo de sedimentação (KORNER; VERMAAT, 1998; KORNER; VERMAAT; VEENSTRA, 2003). Devido ao vigoroso crescimento das macrófitas e a baixa concentração de fósforo no afluente, acredita-se que a principal via de remoção deste elemento tenha sido a absorção pela biomassa vegetal. O restante da remoção provavelmente se deu pelos processos restantes citados acima, absorção e adsorção pelo biofilme na parede da lagoa, e por sedimentação.

Na tabela 4 apresenta-se a eficiência de remoção de fósforo total nos diferentes componentes do sistema e a eficiência global.

**Tabela 4** – Eficiências de remoção de fósforo total do sistema de tratamento e de seus componentes.

Eficiência de remoção de Fósforo Total		
Tratamento Anaeróbio	Lagoa de Lemnas	Sistema De Tratamento
22%	62%	70%

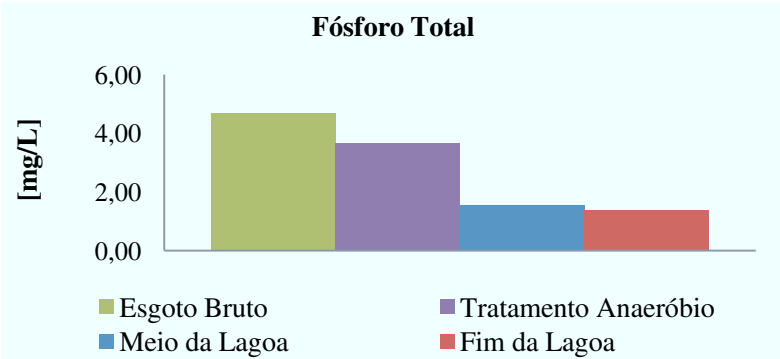
Segundo Chernicharo (1997) e Von Sperling (2002a), reatores anaeróbios apresentam boa remoção de matéria orgânica, porém possuem baixa remoção de nutrientes, o que é condizente com o resultado encontrado na eficiência do tratamento anaeróbio deste experimento.

Apesar da baixa remoção do tratamento anaeróbio, a eficiência global do sistema foi compatível a de outros autores devido à compensação ocasionada pela lagoa de lemnas. Korner e Vermaat (1998) atingiram remoções entre 63 e 99%, El Shafai et al. (2007) atingiram 78% de remoção, Nasr, Doma e Nassar (2009) atingiram 65%.

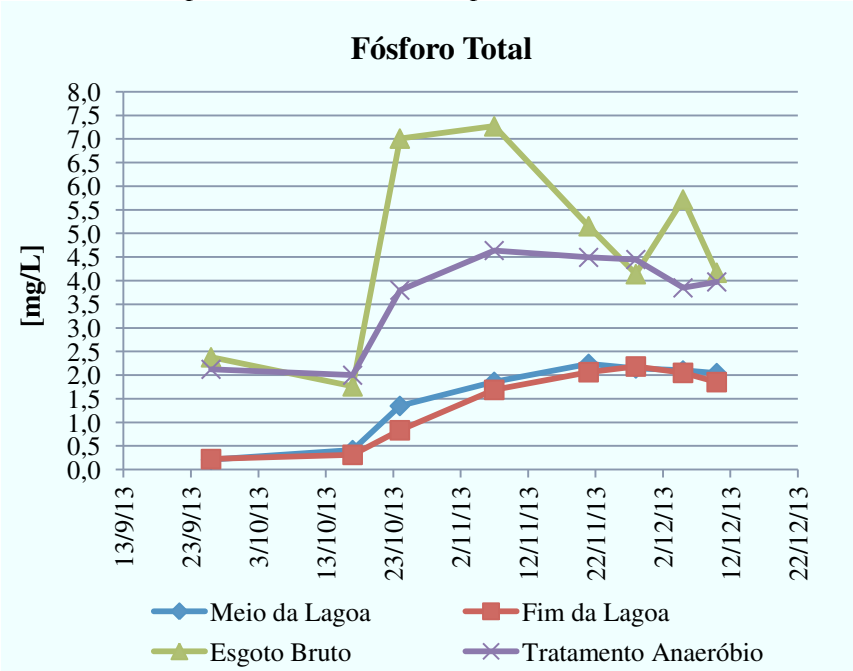
Outro aspecto importante e que provavelmente teve um grande peso na eficiência alcançada, foram as baixas concentrações de fósforo durante quase todo período de operação do sistema. Journey, Skillicorn e Spira (1993) consideram depois do nitrogênio, o fósforo como o principal limitante do crescimento das plantas e fundamental para seu rápido desenvolvimento. Sendo assim, a demanda por esse componente por parte das plantas é grande e tendo em vista sua baixa concentração no efluente, sua remoção se tornou significativa.

No gráfico 6, a média da concentração de fósforo total no esgoto bruto, no tratamento anaeróbio e na lagoa de lemnas. E no gráfico 7, as concentrações medidas durante todos os dias de análises.

**Gráfico 6** - Concentrações médias de fósforo total nos diferentes pontos de coleta.



**Gráfico 7** - Concentrações de fósforo total durante todo o período do experimento nos diferentes pontos de coleta.



Como pode ser visualizado no gráfico 7, as concentrações de fósforo total foram baixas durante quase todo o período das análises, as

variações bruscas ocorreram pelo mesmo motivo citado anteriormente para a DQO, se deu pela coleta próxima a zona de sedimentação do lodo em período em que o esgoto bruto estava escasso. Os dois pontos de concentração que se encontraram abaixo do gráfico do tratamento anaeróbio, também seguiram a mesma lógica da análise de DQO, se deu pela coleta ter sido feita superficialmente no esgoto bruto, enquanto que no tratamento anaeróbio era realizada com o auxílio de registro e canalização de efluente que partia do meio da caixa de tratamento. Interessante notar que assim como para DQO, o tratamento anaeróbio reagiu bem às flutuações do esgoto bruto para o fósforo total. Além disso, a lagoa de lemnas apresentou uma melhora na sua concentração final em relação ao meio da lagoa, um acréscimo na remoção de 9,7% em relação aos valores médios de concentração.

Na tabela 5, a carga média aplicada e removida na lagoa de lemnas em termos de DQO e fósforo total.

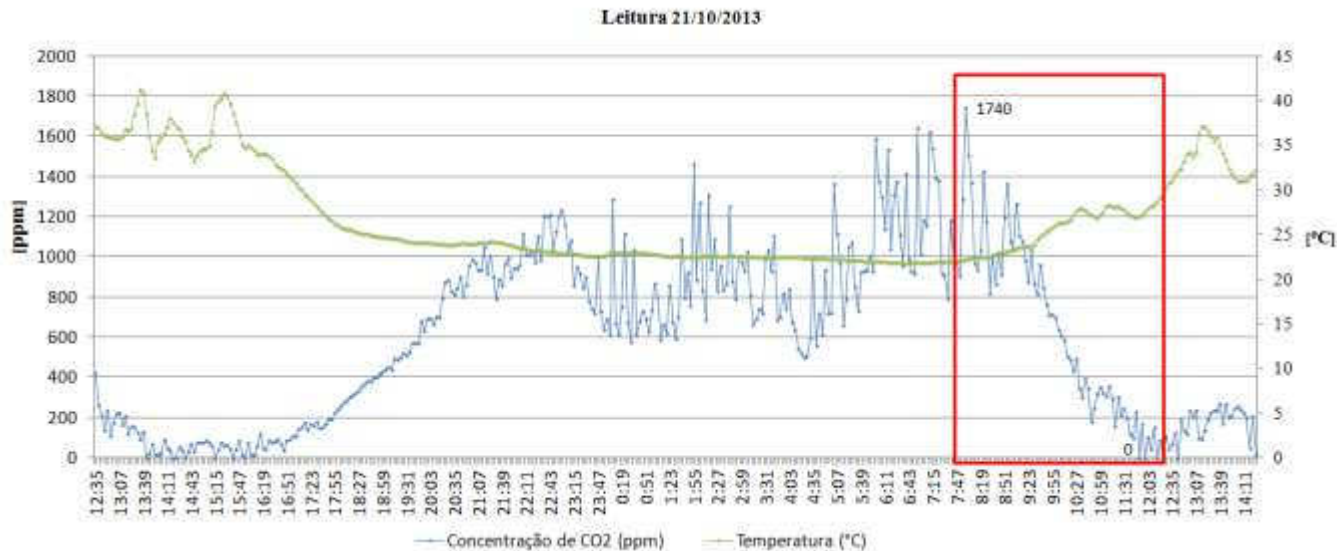
**Tabela 5** – Carga média aplicada e removida na lagoa.

Parâmetro	Carga Aplicada (kg/ha/dia)	Carga Removida (kg/ha/dia)
DQO	32,5	22,4
Fósforo total	0,90	0,56

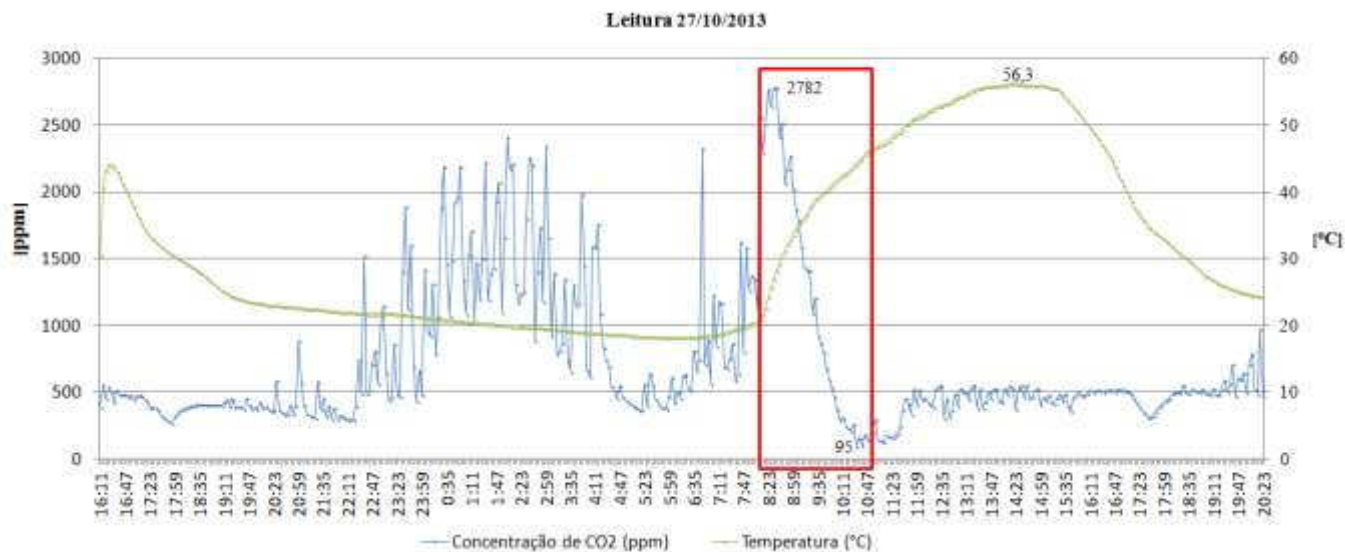
### 5.3. Avaliação da fixação de CO<sub>2</sub>

Os gráficos 8, 9, 10 e 11 representam as medições citadas no tópico 4.6.3 dos dias 21/10/2013, 27/10/2013, 11/11/2013 e 27/11/2013.

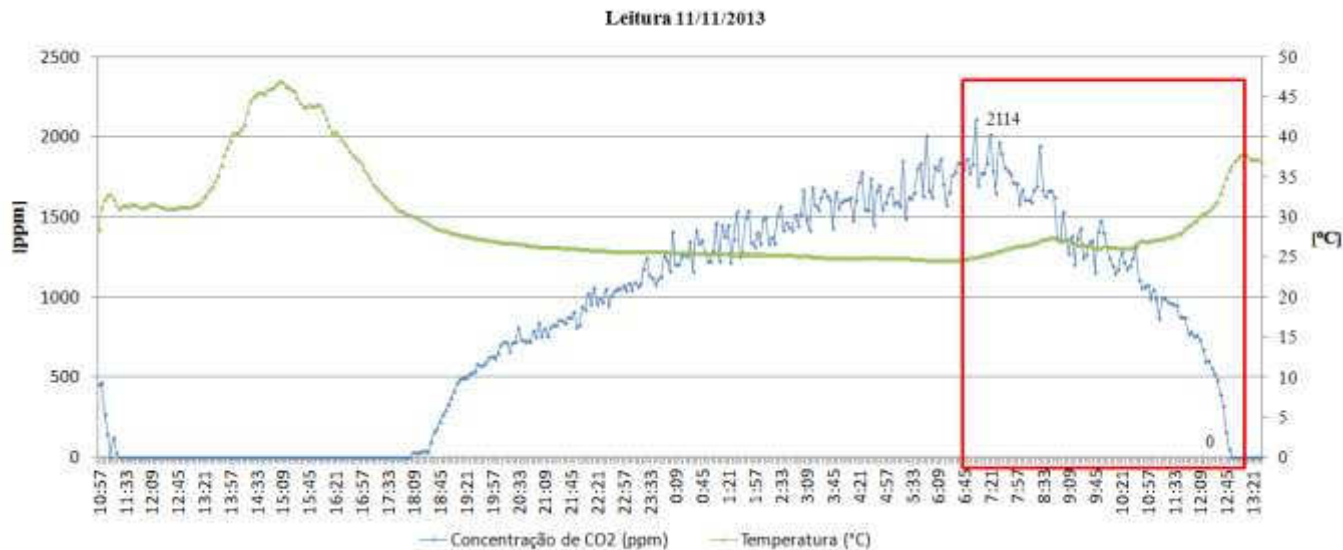
Gráfico 8 – Leitura da concentração de CO<sub>2</sub> do dia 21/10/2013.



**Gráfico 9** – Leitura da concentração de CO<sub>2</sub> do dia 27/10/2013.



**Gráfico 10** – Leitura da concentração de CO<sub>2</sub> do dia 11/11/2013.



**Gráfico 11** – Leitura da concentração de CO<sub>2</sub> do dia 27/11/2013.



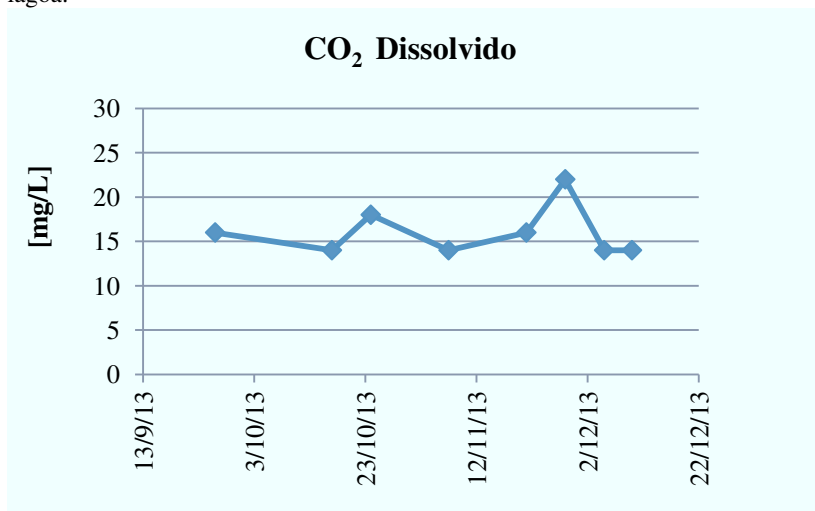


A lagoa de lemnas apresentou uma taxa alta de fixação de  $\text{CO}_2$ , principalmente em um curto espaço de tempo que está representado pelos quadrados em vermelho nos gráficos. Também foi possível notar um padrão entre as leituras e os fatores que pareceram determinantes para esses resultados.

Para a ocorrência da fotossíntese, os seres autotróficos necessitam de luz, calor, água e gás carbônico. De acordo com Wedge e Burris (1982), a temperatura ótima das macrófitas lemnáceas para a fotossíntese é de  $30^\circ\text{C}$  a  $35^\circ\text{C}$ . Nas leituras realizadas, a temperatura no interior da lagoa nem sempre permaneceu nessa faixa considerada ideal, muitas vezes ultrapassou estes limites, em outras permaneceu abaixo e nem por isso demonstrou diminuição no processo de fixação. Nos períodos onde ocorreram as menores concentrações, a temperatura média variou entre  $28^\circ\text{C}$  e  $47^\circ\text{C}$ .

Em sistemas de tratamento de esgoto doméstico, entre os subprodutos gerados pela degradação da matéria orgânica está o  $\text{CO}_2$  (CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2002a). De acordo com Andersen et al. (1985) e Mohedano, Costa e Belli Filho (2012), em ambientes com alta concentração de  $\text{CO}_2$  as taxas de fotossíntese nas macrófitas lemnáceas aumentam pela inibição da enzima Rubisco como oxigenase, desfavorecendo a fotorrespiração. As concentrações médias no interior da lagoa variaram entre 603 e 966 ppm, ou seja, de 1,6 a 2,5 a concentração atmosférica (380 ppm), favorecendo dessa maneira o processo da fotossíntese. Como a atmosfera da lagoa permaneceu isolada, a contribuição de  $\text{CO}_2$  para o enriquecimento da fase gasosa se deu somente pela degradação da matéria orgânica. Segundo Satake e Shimura (1983), na faixa de pH em que se operou a lagoa do experimento, cerca de 56% do  $\text{CO}_2$  que se encontrava na fase líquida foi responsável pela concentração encontrada na fase gasosa. No gráfico 12, a concentração da fração remanescente na fase líquida.

**Gráfico 12** – Concentração de  $\text{CO}_2$  dissolvido durante os dias de coleta na lagoa.



Por se tratar de uma lagoa de polimento, o fornecimento de água para o processo de fotossíntese não se tornou um fator limitante, já que a coluna de efluente possuía uma profundidade de 33 cm.

Pela visualização de cada um dos gráficos, nota-se que o processo de fixação de  $\text{CO}_2$  começa no fim da manhã início da tarde e termina ao anoitecer. Em cada um dos gráficos é possível visualizar este padrão, sendo o fator que decidiu o início do processo de fixação o contato das plantas com a luz solar.

A lagoa no campo experimental está localizada em um local onde os raios solares tem dificuldade para atingir a camada de lemnas, porém a partir do horário em que o sol se encontra mais alto, por volta das 10 horas, esse contato começa a ocorrer. A mesma lógica ocorre para o fim da tarde, quando os raios solares não atingem mais as plantas, encerrando-se o processo de fotossíntese e, consequentemente, aumentando a concentração de  $\text{CO}_2$  no interior da lagoa. Na tabela 6, os dados de fixação em cada uma das lagoas no período em destaque no gráfico e o período de tempo levado para fixar essa massa de  $\text{CO}_2$ .

**Tabela 6** – Dados referentes à fixação de CO<sub>2</sub> pelas macrófitas lemnáceas.

Dia da Medição	Tempo para fixação	CO <sub>2</sub> fixado (mg)
21/10/2013	03:52:00	4821
27/10/2013	01:56:00	7444
11/11/2013	05:52:00	5857
27/11/2013	04:44:00	6491

A fim de comparar o resultado encontrado com o de outros autores, fez-se a conversão da massa fixada durante o período em destaque para uma unidade mais fácil para comparação g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.hora. Sendo assim, os resultados encontrados seriam em ordem cronológica 0,42 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.hora, 1,29 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.hora, 0,33 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.hora e 0,46 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.hora. Esses resultados são compatíveis ao encontrado por Mohedano, Costa e Belli Filho (2012), em meio enriquecido com CO<sub>2</sub> (100.000 ppm) tratando efluente sintético, onde chegou-se ao valor de 0,30 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.hora. Vale ressaltar, que os resultados convertidos para o presente trabalho se tratam do período de maior fixação de CO<sub>2</sub> em um menor espaço de tempo, o que acaba valorizando o resultado encontrado. Caso fosse calculada a fixação levando-se em conta todo o período de leitura, se encontrariam valores menores. Quando convertido o melhor dos resultados para t/ha.ano, chega-se ao valor de 113 t CO<sub>2</sub>/ha.ano, cerca de 8 vezes mais que o alcançado com o reflorestamento de eucalipto de 14 t CO<sub>2</sub>/ha.ano (CEZARINI NETO, 2002 apud MOHEDANO, 2010, p. 94).

Outro aspecto interessante, é que apenas a medição do dia 27/10/2013 não teve suas concentrações chegando a 0 ppm, por outro lado, foi a que apresentou a maior concentração 2782 ppm e a maior fixação em um menor espaço de tempo. A concentração mínima no seu interior chegou a 95 ppm e o possível motivo para essa má performance pode ser a alta temperatura interna que chegou a 56,3°C. Apesar desse resultado, nos momentos descritos como de maior fixação fim da manhã começo da tarde até o começo do anoitecer, as concentrações praticamente estabilizaram na faixa dos 500 ppm.

Como melhores desempenhos, pode-se destacar as leituras do dia 11/11/2013 e 27/11/2013, quando as concentrações internas chegaram a 0 ppm e se mantiveram nesse valor por um período total de 5 horas e meia.

## 6. CONCLUSÕES

A partir do emprego de uma lagoa de lemnas após tratamento anaeróbio, sob um período de cerca de 110 dias e condições de clima subtropical conclui-se:

- O sistema piloto avaliado apresentou uma alta remoção de DQO (89%), a partir de uma carga aplicada média de 32,5 kg DQO/ha/dia. Deste modo, a baixa carga de matéria orgânica contribuiu para o bom desempenho do sistema. Acredita-se que a baixa profundidade da lagoa (33cm) permitiu um maior contato do efluente com a rizosfera, região com desenvolvimento de biota heterotrófica. A degradação da matéria orgânica ocorreu mesmo com uma baixa concentração de OD. O pré-tratamento anaeróbio teve uma importante função na estabilização da matéria orgânica, sendo responsável pela remoção de 65% da DQO em relação ao esgoto bruto.
- O sistema apresentou remoção de fósforo total satisfatória (70%), compatível à encontrada por outros autores que variou de 63% a 99%. Acredita-se que a principal forma de remoção se deu pela captura direta pelas plantas e pelo biofilme aderido a elas. Um fator que pode ter sido determinante para essa eficiência alcançada, foram as baixas concentrações afluentes encontradas durante quase todo período do experimento. O tratamento anaeróbio, como era de se esperar, não apresentou uma boa contribuição no processo de remoção, atingindo 22%.
- Quando comparado com o de outros autores, os valores encontrados para produtividade no presente trabalho 0,11 g/g.dia, 5,36 g/m<sup>2</sup>.dia e 20 t/ha.ano apresentaram-se abaixo do esperado. Os fatores que pareceram determinantes para esse rendimento na produtividade foram as baixas concentrações de fósforo total, além do pequeno fotoperíodo e do estresse sofrido pelas lemnas com as medições de CO<sub>2</sub>.
- A fixação de CO<sub>2</sub> foi alta, variando de 4821 a 7444 mg CO<sub>2</sub>, principalmente em um curto intervalo de tempo de duas a seis horas. Os fatores que pareceram limitantes para um melhor desempenho

foram o baixo fotoperíodo e em algumas situações a alta temperatura interna.

- Os parâmetros OD, DQO e fósforo total apresentaram diferenças de concentração do meio para o final da lagoa, indicando que a lagoa de chicanas estava operando de forma correta com a ocorrência de fluxo pistão no seu interior. Quando comparadas às concentrações médias de cada um desses parâmetros do meio para o final da lagoa, observou-se uma melhora na depuração do efluente, de 5,0% para DQO, de 9,7% para fósforo total e um aumento de 55% para OD.

## 7. RECOMENDAÇÕES

Para a continuidade dos estudos, recomenda-se:

- Avaliar a fração nitrogenada.
- Verificar a eficiência das lagoas de lemnas na fixação de  $\text{CO}_2$  em condições controladas, faixa ideal de temperatura e pH, fonte de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, e fotoperíodo maior.
- Verificar a eficiência de lagoas de lemnas no polimento de efluentes com a injeção de  $\text{CO}_2$ .

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALAHMADY, Kossay K.; STEVENS, Kevin; ATKINSON, Sam. Effects of Hydraulic Detention Time, Water Depth and Duration of Operation on Nitrogen and Phosphorus Removal in a Flow-Through Duckweed Bioremediation System. **Journal Of Environmental Engineering**. p. 160-166. fev. 2013.
- AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S.. PERFORMANCE OF DUCKWEED-COVERED SEWAGE LAGOONS-I. OXYGEN BALANCE AND COD REMOVAL. **Water Research**. p. 2727-2733. 01 jul. 2000.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **A água no planeta para crianças: Água, Meio Ambiente e Vida (Crianças Criativas)** - SRH/MMA. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Águas – ANA / Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH /ANA, 2005.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **A experiência do Programa Despoluição de Bacias**: Prodes. Brasília: ANA - Agência Nacional de Águas / MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2008. 27 p.
- ANA (Agência Nacional de Águas). **Cuidando das águas**: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Brasília: Agência Nacional de Águas / Programa das Nações Unidas Para O Meio Ambiente, 2011. 154 p.
- ANDERSEN, I. H. et al. Growth, photosynthesis and photorespiration of *Lemna gibba*: response to variations in CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> concentrations and photon flux density. **Photosynthesis Research**. Oslo, p. 87-96. 01 mar. 1985.
- ANDERSON, Donald M.; GLIBERT, Patricia M.; BURKHOLDER, Joann M.. Harmful Algal Blooms and Eutrophication Nutrient Sources, Composition, and Consequences. **Estuaries**. p. 704-726. ago. 2002.
- ANDREOLI, Cleverson V.; CARNEIRO, Charles. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: Sanepar Finep, 2005. 500 p.

ANDREOLI, Cleverson V.; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 2001. 484 p.

APHA . (American Public Health Association) – AWWA (American Water Works Association) – WEF (Water Environment Federation). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Edition, 2005.

ÁVILA, Fabiano; MÜLLER, Fernanda Bittencourt; LIPINSKI, Jéssica. **Mercado de Carbono**: Protocolo de Quioto. 2012. Disponível em: <<http://www.institutocarbonobrasil.org.br>>. Acesso em: 23 jun. 2014.

BARÉA, Luis César; ALEM SOBRINHO, Pedro. COMPORTAMENTO DE LAGOA DE POLIMENTO NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA E POSSIBILIDADE DE USO DE LENTILHAS D'ÁGUA PARA MELHORIA DA QUALIDADE DO EFLUENTE. In: XXX CONGRESSO DE AIDIS, 30., 2006, Punta del Leste. **XXX Congresso da Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Punta del Leste: 2006. p. 01 - 17.

BACH, Albert Otto. **Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes e na Fixação de CO<sub>2</sub>**. 2013. 86 f. Trabalho de Conclusão de Curso - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

BOGNER, Jean et al. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). **Waste Management & Research**. p. 11-32. 25 fev. 2008.

BYRNS, Geoff; WHEATLEY, Andrew; SMEDLEY, Vincent. Carbon dioxide releases from wastewater treatment: potential use in the UK. **Engineering Sustainability**. p. 111-121. jun. 2013.



CAKIR, F.y.; STENSTROM, M.k.. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. **Water Research**. p. 4197-4203. out. 2005.

CHENG, J. et al. NUTRIENT REMOVAL FROM SWINE LAGOON LIQUID BY LEMNA MINOR 8627. **Transactions Of The Asae: (American Society of Agricultural Engineers)**. p. 1003-1010. 2002.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais - Ufmg, 1997. 246 p.

CONLEY, Daniel J. et al. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. **Science: ECOLOGY**, v. 323, n. 5917, p.1014-1015, 20 fev. 2009.

COSSU, Raffaello et al. Removal of municipal solid waste COD and NH<sub>4</sub>-N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. **Ecological Engineering**. p. 459-470. 01 fev. 2001.

DALU, J.m.; NDAMBA, J.. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). **Physics And Chemistry Of The Earth**. Harare, p. 1147-1160. 2003.

EL-SHAFI, Saber A. et al. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource Technology**. p. 798-807. mar. 2007.

ESTEVEES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

HERZOG, Howard; DRAKE, Elizabeth; ADAMS, Eric. White paper summary: CO<sub>2</sub> capture, reuse, and storage technologies for mitigating global climate change. **EM: feature**, p.22-24, dez. 1997. Mensal.

HOUGHTON, J.t. et al. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881 p.

IBGE. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão / Ministério das Cidades, 2011. 268 p.

IQBAL, Sascha. **Duckweed Aquaculture: Potentials, Possibilities and Limitations for Combined Wastewater Treatment and Animal Feed Production in Developing Countries**. 06. ed. Duebendorf: Dept. Of Water & Sanitation In Developing Countries, Sandec, 1999. 91 p.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - Abes, 1995. 720 p.

JOURNEY, William K.; SKILLICORN, Paul; SPIRA, William. **Duckweed Aquaculture: A NEWAQUATIC FARMING SYSTEM FOR DEVELOPING COUNTRIES**. The World Bank Emena Technical Department Agriculture Division, 1993. 68 p.

KESAANO, Maureen; FARRELL, Jon; DUPONT, Dr. R. Ryan. Understanding Duckweed Systems from Harvest to Disposal. **In: MID-YEAR WEAU CONFERENCE 2009**: Utah State University, 2009.

KORNER, Sabine; VERMAAT, Jan E.; VEENSTRA, Siemen. The Capacity of Duckweed to Treat Wastewater: Ecological Considerations for a Sound Design. **Journal Of Environmental Quality**. p. 1583-1590. 2003.

KORNER, S.; LYATUU, G. B.; VERMAAT, J. E.. THE INFLUENCE OF LEMNA GIBBA L. ON THE DEGRADATION OF ORGANIC MATERIAL IN DUCKWEED-COVERED DOMESTIC WASTEWATER. **Water Research**. p. 3092-3098. out. 1998.

KORNER, S.; VERMAAT, J.e.. THE RELATIVE IMPORTANCE OF LEMNA GIBBA L., BACTERIA AND ALGAE FOR THE NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL IN DUCKWEED-COVERED DOMESTIC WASTEWATER. **Water Research**. p. 3651-3661. dez. 1998.

KRISHNA, K.c. Bal; POLPRASERT, Chongrak. An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system. **Ecological Engineering**. p. 243-250. 06 out. 2008.

LENG, R. A.; STAMBOLIE, J. H.; BELL, R.. Duckweed - a potential high-protein feed resource for domestic animals and fish. **Livestock Research For Rural Development**. out. 1995.

LES, Donald H.; CRAWFORD, Daniel J.. Landoltia (Lemnaceae), a new genus of duckweeds. **Novon**. p. 530-533. 1999.

LES, Donald H. et al. Phylogeny and Systematics of Lemnaceae, the Duckweed Family. **Systematic Botany**. p. 221-240. 2002.

MALTAIS-LANDRY, Gabriel; MARANGER, Roxane; BRISSON, Jacques. Effect of artificial aeration and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. **Ecological Engineering**. p. 221-229. 09 fev. 2009.

MICHEL, Albrecht et al. DOSE-RESPONSE RELATIONSHIPS BETWEEN HERBICIDES WITH DIFFERENT MODES OF ACTION AND GROWTH OF LEMNA PAUCICOSTATA: AN IMPROVED ECOTOXICOLOGICAL METHOD. **Environmental Toxicology And Chemistry**. p. 1074-1079. abr. 2004.

MOHEDANO, Rodrigo de Almeida; COSTA, Rejane Helena Ribeiro; BELLI FILHO, Paulo. SEQUESTRO DE CARBONO E REMOÇÃO DE NUTRIENTES ATRAVÉS DE REATORES FOTOSSINTÉTICOS COM MACRÓFITAS LEMNÁCEAS (Landoltia punctata), SOB ALTAS CONCENTRAÇÕES DE CO<sub>2</sub>. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 08., 2012, Porto Alegre: Abes, 2012. p. 01 - 14.

MOHEDANO, Rodrigo de Almeida. **USO DE MACRÓFITAS LEMNÁCEAS (*Landoltia punctata*) NO POLIMENTO E VALORIZAÇÃO DO EFLUENTE DE SUINOCULTURA E NA FIXAÇÃO DE CARBONO**. 2010. 270 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MUGA, Helen E.; MIHELIC, James R.. Sustainability of wastewater treatment technologies. **Journal Of Environmental Management**. Houghton, p. 437-447. ago. 2008.

NASR, Fayza A.; DOMA, Hala S.; NASSAR, Hossaam F.. Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes. **The Environmentalist**, Dokki, v. 29, n. 03, p.270-279, set. 2009.

NAUMANN, Bianca; EBERIUS, Matthias; APPENROTH, Klaus-j.. Growth rate based dose-response relationships and EC-values of ten heavy metals using the duckweed growth inhibition test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. clone St. **Journal Of Plant Physiology**. p. 1656-1664. 03 dez. 2007.

ORESQUES, Naomi. The Scientific Consensus on Climate Change: ESSAY BEYOND THE IVORY TOWER. **Science**, v. 306, p.1686-1686, 21 jan. 2005.

ORON, Gideon; DE-VEGT, Andre; PORATH, Dan. NITROGEN REMOVAL AND CONVERSION BY DUCKWEED GROWN ON WASTE-WATER. **Water Research**. p. 179-184. fev. 1988.

PAN, Tao; ZHU, Xiao-dong; YE, Ya-ping. Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China. **Ecological Engineering**. p. 248-254. fev. 2011.

POTT, Vali Joana; CERVI, Armando Carlos. A família Lemnaceae Gray no Pantanal (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 02, ago. 1999.

PRIYA, Anima; AVISHEK, Kirti; PATHAK, Gopal. Assessing the potentials of Lemna minor in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. **Environmental Monitoring And Assessment**. p. 4301-4307. jul. 2012.

PROSAB, 5., 2009, Rio de Janeiro. **Esgoto**: Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 428 p.

SATAKE, K.; SHIMURA, S.. Carbon dioxide assimilation from air and water by duckweed Spirodela polyrrhiza (L.) Schleid. **Hydrobiologia**. p. 51-55. out. 1983.

SEGRETI, João Bosco; BITO, Nelson Satio. Crédito Carbono: Um Estudo de Caso da Empresa NovaGerar. **Revista Brasileira de Gestão de Negócios**, São Paulo, v. 8, n. 21, p.82-91, maio/ago. 2006.

SMITH, Val H.. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: A Global Problem. **Environmental Science And Pollution Research: Eutrophication**. Lawrence, p. 126-139. mar. 2003.

SMITH, V.h.; TILMAN, G.d.; NEKOLA, J.c.. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**. p. 179-196. 22 mar. 1999.

SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2012. Brasília: Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA, 2014.

STEWART, Caleb; HESSAMI, Mir-akbar. A study of methods of carbon dioxide capture and sequestration—the sustainability of a photosynthetic bioreactor approach. **Energy Conversion And Management**. Clayton, p. 403-420. fev. 2005.

TRIVEDI, R. K.. Low cost and energy saving technologies for water and wastewater treatment. **Journal Of Industrial Pollution Control**. Mumbai, p. 403-411. 2007.

VIEIRA, Branda. **Remoção de nutrientes de efluentes líquidos através de lagoas de lemnas com chicanas**. 2013. 58 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 2002a. 196 p.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 2002b. 428 p.

WEDGE, Roberta M.; BURRIS, John E.. EFFECTS OF LIGHT AND TEMPERATURE ON DUCKWEED PHOTOSYNTHESIS. **Aquatic Botany**. p. 133-140. 1982.

World Health Organization (WHO). **Progress on sanitation and drinking-water - 2013 update**. World Health Organization And Unicef, 2013. 39 p.

XU, Jiele et al. Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. **Biosystems Engineering**. p. 67-72. out. 2011.

